

712006
april 2013

PASSENDE BEOORDELING
WINDPARK Q4 WEST

Eneco Wind

definitief

HWE



Bureau Waardenburg bv
Adviseurs voor ecologie & milieu



Enabling Delta Life





Duurzame oplossingen in
energie, klimaat en milieu

Postbus 579
7550 AN Hengelo
Telefoon (074) 248 99 40

Documenttitel	Passende Beoordeling Windpark Q4 west
Soort document	definitief
Datum	april 2013
Projectnaam	Vergunnig aanvraag Q4 West
Projectnummer	712006
Opdrachtgever	Eneco Wind
Auteur	Eric Arends, Maarten Jaspers Fajjer, Sergej van der Bilt (Pondera Consult)
	Deze Passende Beoordeling is tot stand gekomen met bijdragen van:
	Bureau Waardenburg (vogels) Deltares (vislarven) HWE (zeezoogdieren)

SAMENVATTING

Inleiding en wettelijk kader (Hoofdstukken 1 & 2)

Eneco Wind heeft het voornemen het windpark Q4 West te realiseren op 26 kilometer van de kust bij Bergen aan Zee en vraagt daarvoor een vergunning aan in het kader van de Waterwet. Naast een MER is daarvoor een Passende Beoordeling vereist omdat het niet mogelijk is om op voorhand significant negatieve effecten op in Natura 2000-gebieden beschermde populaties van vogels en zeezoogdieren uit te sluiten. In deze Passende Beoordeling (PB) wordt nagegaan welke effecten van aanleg, exploitatie en ontmanteling optreden op beschermde natuurwaarden in Natura 2000-gebieden. Tevens wordt nagegaan of deze effecten mogelijk significant zijn.

Het wettelijk kader voor de bouw en exploitatie van een windturbinepark in de Noordzee is de Waterwet. Het kader voor de Passende beoordeling wordt gevormd door de Europese Vogel- en Habitatrichtlijnen.

Deze Passende Beoordeling heeft een structuur waarbij de effecten in eerste instantie per habitat en diergroep worden weergegeven, waarna een vertaling volgt naar de Natura 2000-gebieden. Reden voor deze opzet is dat het merendeel van de effecten complexe, externe effecten betreffen die niet eenduidig gekoppeld zijn aan specifieke Natura 2000-gebieden en de bijbehorende instandhoudings-doelstellingen.

Voorgenomen activiteit (Hoofdstuk 3)

Kort gezegd is de voorgenomen activiteit van Eneco de aanleg, exploitatie en uiteindelijk de verwijdering van een offshore windpark op het Nederlandse Continentaal Plat (NCP) met de daarbij noodzakelijke elektrische infrastructuur.

Het windpark, met een te installeren vermogen van 216 MW, beslaat een oppervlak van circa 21 km², bevat 70 turbines van 3 MW, een transformatorstation en bekabeling, en is gelegen in het Nederlandse deel van de EEZ.

Tijdens de aanleg van het windpark zullen de fundaties van de turbines worden geheid. Deze werkzaamheden kunnen alleen bij rustig weer plaatsvinden. Er zal een gedeelte van de tijd gevaren dienen te worden tussen de haven en het plangebied om materiaal aan te voeren.

Afbakening effecten, soorten en gebieden (Hoofdstuk 4)

Door de ingreep-effect relaties van de aanleg, exploitatie en verwijdering van windparken te onderzoeken is nagegaan welke effecten op kunnen treden. Vervolgens is bepaald welke soorten in het kader van deze PB dienen te worden behandeld. Daarna is afgebakend welke effecten zeker geen significant negatieve gevolgen op Natura 2000-gebieden zullen hebben, rekening houdend met de instandhoudingsdoelen of aanwijzingsgrondslagen van deze gebieden.

Uit deze afbakening komt naar voren dat effecten ten aanzien van fytoplankton, bodemfauna, vleermuizen en vissen niet zullen leiden tot significante effecten op Natura 2000-gebieden. De

effecten die in de Passende Beoordeling wel worden behandeld, hebben betrekking op vogels, vislarven en zeezoogdieren.

Vogels kunnen op verschillende manieren effecten ondervinden:

- sterfte van vogels door aanvaringen met windturbines tijdens de exploitatiefase;
- vermijden van de parken waardoor habitatverlies of barrièrewerking optreedt;
- effecten van het heien op vislarven kan in gebieden waar visetende broedvogels van de aanvoer van vislarven afhankelijk zijn tot negatieve effecten leiden.

Voor vogels wordt onderscheid gemaakt in kolonievogels (broedend en niet-broedend), trekvogels en zeevogels.

Zeezoogdieren kunnen zowel tijdens de aanlegfase als de exploitatie- en verwijderingsfase effecten ondervinden van het windpark. Onderwatergeluid kan leiden tot verstoring, tijdelijke of permanente verschuiving van de gehoordrempel, habitatverlies en barrièrewerking. De zeezoogdieren waarvoor instandhoudingsdoelstellingen zijn geformuleerd in Natura 2000-gebieden en die in het plangebied voorkomen zijn bruinvis, grijze zeehond en gewone zeehond. In deze Passende Beoordeling wordt dan ook uitsluitend met deze zeezoogdieren rekening gehouden.

Door de hoge geluidsdruk bij de heiwerkzaamheden in de aanlegfase is aangenomen dat vislarven binnen een zekere straal rondom de heipaal sterven, wat na verloop van tijd kan leiden tot een verminderde aanvoer van larven en juvenielen van belangrijke prooivissen voor beschermde visetende vogels en zeezoogdieren in Natura 2000-gebieden. Dit kan leiden tot een verminderd broedsucces van in Natura 2000-gebieden beschermde vogels en tot aantasting van de populatiefitness van in Natura 2000-gebieden beschermde zeezoogdieren. Een verminderde aanvoer van vislarven naar de Waddenzee kan verder geïnterpreteerd worden als een mogelijk risico op aantasting van de kernopgave 'kraamkamer' voor vis. Ook dit aspect is onderzocht.

De Passende Beoordeling richt zich op mogelijke effecten van windpark Q4 West op Natura 2000-gebieden langs de Nederlandse kust en in het buitenland. Naast verstoring van habitattypen, kan de voorgenomen ingreep effect hebben op soorten die een directe relatie hebben met de instandhoudingsdoelstellingen van de Natura 2000-gebieden.

Het buitenlandse Natura 2000-gebied Helgoland (Duitsland) ondervindt indirecte effecten doordat de jan van gent vanuit dit gebied in aanraking kan komen met het windpark.

Huidige situatie (Hoofdstuk 5)

Om een uitgangspunt te hebben van waaruit de effecten beoordeeld kunnen worden is de huidige situatie beschreven van de geselecteerde soorten en de daaraan gerelateerde gebieden.

Voor de kolonievogels zijn de instandhoudingsdoelen en huidige populatiegrootte van broedkolonies die binnen het bereik van deze PB vallen weergegeven, op basis van (ontwerp)aanwijzingsbesluiten en gemiddelden van tellingen. Voor een aantal vogelsoorten die migreren tussen broed- en overwinteringsgebieden gelden Natura 2000-

instandhoudingsdoelstellingen. Het is echter niet met zekerheid vast te stellen tot welke Natura 2000-populaties de vogels in Q4 West behoren, waardoor effecten op instandhoudingsdoelstellingen niet te bepalen zijn. Uit berekeningen die zijn gedaan in eerdere PB's voor de Ronde 2 offshore windparken in Nederland in 2009 bleek dat significante effecten op deze groep vogels uit te sluiten zijn doordat de aantallen slachtoffers in geen verhouding staan tot de jaarlijkse mortaliteit van de cumulatieve Natura 2000-populaties van deze soorten in Natura 2000-gebieden in Nederland, België en Engeland. Toentertijd werden maximale percentages van de jaarlijkse sterfte van deze populaties berekend tussen de 0,00 en 0,03% per windpark. Daaruit is toen geconcludeerd dat dit niet tot significante effecten kan leiden; deze conclusie blijft ook overeind in deze PB.

Ook voor de zeezoogdieren bruinvis en gewone en grijze zeehond, die zowel binnen de Natura 2000-gebieden Noordzeekustzone, Waddenzee, Voordelta, Oosterschelde, Westerschelde & Saeflinghe als binnen de invloedssfeer van het windpark Q4 West voorkomen is de huidige situatie beschreven.

Methodologie effectenanalyse (Hoofdstuk 6)

Een beschrijving wordt gegeven van de methoden die gehanteerd worden bij de bepaling van de effecten op soorten (vislarven, vogels en zeezoogdieren) en Natura 2000-gebieden.

Vislarven

Het vislarvenmodel dat is gebruikt voor het berekenen van de effecten van de aanleg van het windturbinepark wordt beschreven op onderdelen zoals toegepast grid, gesimuleerde jaren, vissoorten, paaigebieden, periode van larventransport en gedragsaspecten van vislarven. De sterfte als gevolg van heien is bepaald aan de hand van een worst-case benadering. Tevens is ingegaan op de wijze van doorwerking van de vislarvensterfte op juvenielen, overige proovissoorten en de kraamkamerfunctie van de Waddenzee. De doorwerking van vislarvensterfte op vogels en zeezoogdieren uit zich onder meer in een mogelijke verminderde beschikbaarheid van vis voor visetende vogels en zeezoogdieren.

Vogels

De methode voor het berekenen van de effecten die gepaard gaan met een aanvaring met een turbine door broedende kolonievogels en trekvogels is nader beschreven. Drie factoren zijn van belang voor de kans op een aanvaring:

1. het aantal vogels uit een populatie dat door het plangebied van het windpark vliegt (flux);
2. de mate waarin vogels het gehele windpark of de individuele turbines vermijden (avoidance i.e. uitwijking) en de fractie die op turbinehoogte vliegt;
3. de kans, per vliegbeweging door het windpark, dat een vogel sterft door aanraking met een windturbine (collision risk, i.e. aanvaringskans).

Voor elke relevante vogelsoort zijn naast deze factoren een groot aantal parameters bepaald ten einde de berekeningen uit te kunnen voeren. De berekeningen hebben een sterk worst-case gehalte zodat zeker is dat geen effecten zijn onderschat. De sterfte door aanvaringen die berekend is door middel van de modellen, is vergeleken met de natuurlijke mortaliteit van die vogelsoort. Wanneer de additionele sterfte door een windpark kleiner of gelijk is aan 1% van deze natuurlijke mortaliteit, kan verwacht worden dat dit geen invloed heeft op de instandhoudingsdoelstellingen van de Natura 2000-gebieden en wordt het effect van het windpark als verwaarloosbaar geclassificeerd.

Voor het verlies aan foerageerhabitat voor kolonievogels wordt een eenvoudige berekening uitgevoerd: wat is het oppervlak van het foerageergebied van een soort, bijvoorbeeld de kleine mantelmeeuw, en welk deel beslaat het windpark. Voor het verlies van foerageerhabitat wordt een grens aangehouden van 1% oppervlakteverlies, waarbij mogelijk sprake is van een wezenlijk verlies van foerageerhabitat, dat kan leiden tot significante effecten op de populatie in de Natura 2000 kolonie.

Zeezoogdieren

Door de aanleg en de daarop volgende exploitatie en onderhoud van het windpark treden, als gevolg van geproduceerd onderwatergeluid, mogelijk effecten op het gedrag en/of de conditie van zeehonden en Bruinvissen in de Noordzee. Hierdoor kunnen de instandhoudingsdoelen in Natura 2000-gebieden direct (doordat de kwaliteit van het leef- of foerageergebied afneemt) dan wel via externe werking negatief worden beïnvloed. De aard en het niveau van het onderwatergeluid verschilt per activiteit, van heien en de diverse typen vaartuigen tijdens de aanleg, tot de semi-permanente effecten van draaiende windturbines en onderhoudsvaartuigen tijdens de exploitatiefase. De eventuele (tijdelijke) effecten tijdens de ontmantelingsfase behoren tot dezelfde typen verstoring als tijdens de aanlegfase, met uitzondering van de effecten van heien.

Voor de effecten van de aanleg van het windpark is het onderwatergeluid als gevolg van de heiwerkzaamheden op zeezoogdieren maatgevend. Door middel van modelberekeningen zijn afstanden bepaald waarop drempelwaarden voor vermijding en tijdelijke en permanente gehoordrempelverschuiving mogelijk overschreden worden.

Effectenanalyse (Hoofdstuk 7)

Vislarven

Uit de modelberekeningen blijkt dat effecten op de aanvoer van vislarven naar Voordelta, Waddenzee en Noordzeekustzone beperkt zijn. Zowel de randvoorwaarden als het functioneren (doorwerking juvenielen) van de kinderkamerfunctie ondervinden geen significante effecten. Dit geldt tevens voor de doorvertaling naar de effecten op het gehele visbestand. Het effect van de vislarvenreductie op de vogels en zeezoogdieren blijft in alle gevallen onder de 1% op populatieniveau; significante effecten kunnen worden uitgesloten.

Vogels

Van de kolonievogels zijn de jan van gent en de kleine mantelmeeuw de enige soorten die windpark Q4 West kunnen bereiken vanuit hun kolonies. Voor de kleine mantelmeeuw kan de kolonie in Lage Land Texel het windpark bereiken. Voor de jan van gent gaat het om de kolonie uit Helgoland (D). In geen van de gevallen gaat het om significante effecten. Habitatverlies voor kolonievogels is verwaarloosbaar klein en er treden geen effecten op populatieniveau op; significante effecten zijn uitgesloten.

Zeezoogdieren

Het habitatverlies dat tijdens het heien optreedt op NCP schaal is voor de zeehonden maximaal ca. 1,1 % en voor de bruinvis maximaal ca. 3,5 %. Deze afname heeft voor zeehonden geen betekenis omdat dit gedeelte niet of nauwelijks als foerageergebied wordt gebruikt. Voor

bruinvissen resulteert de vermijding in een tijdelijke beïnvloeding van slechts circa 0,5% van de populatie, hetgeen een verwaarloosbaar effect betekent.

Het onderwatergeluid dringt voor een klein gedeelte door in de Noordzeekustzone waardoor de kwaliteit van het gebied als leefgebied voor bruinvissen afneemt. Dit effect wordt als niet significant beoordeeld omdat het effect tijdelijk is, een zeer beperkte omvang heeft en de dichtheid aan bruinvissen in de periode van aanleg in dit gebied relatief laag is.

Door het heien kan bij een klein deel van de bruinvispopulatie op het NCP het gehoor tijdelijk worden beïnvloed. Dit heeft geen negatieve gevolgen voor de betreffende bruinvissen en daarmee ook niet voor de populatie als geheel.

Ook zijn er geen belemmeringen voor de migratie van zeehonden tussen de Waddenzee en het Deltagebied. Tussen de buitenrand van de mijdingscontour en de kust ligt namelijk een zone van minimaal 21 km, wat ruim voldoende is voor het ongehinderd heen en weer zwemmen tussen Waddenzee en Deltagebied.

Interne accumulatie

De voorgenomen activiteit kan op verschillende manieren effect hebben op beschermde soorten en gebieden. In dat geval dienen deze verschillende effecten binnen de PB opgeteld te worden. Het gaat hier om de effecten van de aanvaring op de kleine mantelmeeuw en de effecten van de vislarvenreductie op de kleine mantelmeeuw. Voor Duinen en Lage Land Texel is het effect na accumulatie 0,66% van de achtergrondsterfte; significante effecten zijn uitgesloten.

Toetsing effecten op Natura 2000-gebieden (Hoofdstuk 8)

De aanleg, aanwezigheid en verwijdering van windpark Q4 West heeft, gelet op de instandhoudingsdoelstellingen, geen significante negatieve effecten op Natura 2000-gebieden.

Cumulatie (Hoofdstuk 9)

Er worden geen cumulatieve effecten verwacht van toekomstige zandwinningen voor suppletie en ophoogzand, van de aanleg van de Tweede Maasvlakte of van overige projecten of plannen. Wel zijn cumulatieve effecten mogelijk van de aanleg en aanwezigheid van de andere reeds vergunde windparken met die van windpark Q4 West; deze cumulatieve effecten zijn niet significant.

INHOUDSOPGAVE

1	Inleiding	1
1.1	Aanleiding	1
1.2	Achtergrond	2
1.3	Leeswijzer	2
2	Beleid en wetgeving	3
2.1	Vogel- en Habitatrichtlijn en Natuurbeschermingswet 1998	3
3	Voorgenomen activiteit	7
3.1	Windpark	7
3.2	Opstelling van de windturbines	8
4	Afbakening	11
4.1	Inleiding	11
4.2	Ingreep-effectrelaties	11
4.3	Vogels	18
4.4	Zeezoogdieren	26
4.5	Vislarven	26
4.6	Natura 2000-gebieden	26
5	Huidige situatie	35
5.1	Vogels	35
5.2	Zeezoogdieren	35
6	Methodologie Effectenanalyse	43
6.1	Vislarven	43
6.2	Doorwerking op vogels en zeezoogdieren	48
6.3	Aanvaringsrisico's vogels	50
6.4	Habitatverlies broedvogels	55
6.5	Zeezoogdieren	55
6.6	Accumulatie effecten	70
7	Effectanalyse	71
7.1	Vislarven en kraamkamerfunctie	71
7.2	Doorwerking op vogels en zeezoogdieren	80

7.3	Aanvaringsrisico's Vogels	93
7.4	Habitatverlies broedvogels	95
7.5	Zeezoogdieren	96
7.6	Interne accumulatie	102
8	Effecten op Natura 2000-gebieden	103
8.1	Overzicht	103
8.2	Lauwersmeer	104
8.3	Waddenzee	104
8.4	Duinen Terschelling	105
8.5	Duinen Vlieland	105
8.6	Duinen Ameland	105
8.7	Duinen Schiermonnikoog	105
8.8	Duinen en Lage Land Texel	105
8.9	Noordzeekustzone	106
8.10	IJsselmeer	107
8.11	Zwanenwater en Pettemerduinen	107
8.12	Voornes Duin	107
8.13	Duinen Goeree en Kwade Hoek	108
8.14	Haringvliet	108
8.15	Grevelingen	108
8.16	Krammer-Volkerak	108
8.17	Hollands Diep	108
8.18	Veerse Meer	108
8.19	Voordelta	108
8.20	Oosterschelde	109
8.21	Zoommeer	109
8.22	Markiezaat	110
8.23	Zwin & Kievittepolder	110
8.24	Vlakte van de Raan	110
8.25	Westerschelde en Saeftinghe	110
8.26	Bempton Cliffs	111
8.27	Bass Rock	111
8.28	Helgoland	111
9	Cumulatie	113
9.1	Achtergrond cumulatie	113
9.2	Resultaten cumulatie met andere projecten of plannen	114

Bijlagen

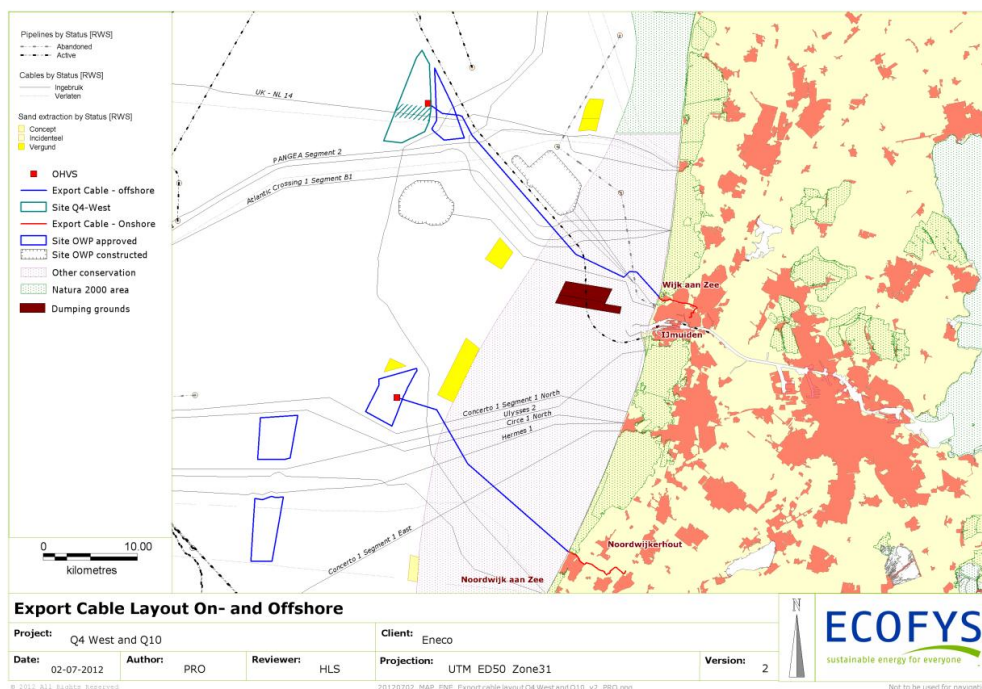
- Bijlage 1 Literatuur
- Bijlage 2 Coördinaten windpark Q4 West
- Bijlage 3 Informatie over zeezoogdieren
- Bijlage 4 Rekenmethodes van het aantal aanvaringsslachtoffers in windparken
- Bijlage 5 Parameters voor het berekenen van aantallen aanvaringsslachtoffers door Q4 West
- Bijlage 6 Effecten van het heien op vislarven
- Bijlage 7 Toelichting doorwerking reductie larvenaanvoer
- Bijlage 8 Semi-permanente effecten van exploitatie – draaiende windturbines
- Bijlage 9 Berekeningen en advies onderwatergeluid voor heiwerkzaamheden windpark Q4 West
- Bijlage 10 Invloed van scheepsgeluid op bruinvis en zeehond

1 INLEIDING

1.1 Aanleiding

Eneco Wind heeft het initiatief genomen om windpark Q4 West aan te gaan leggen voor de Noord-Hollandse kust, 26 kilometer ten westen van Bergen aan Zee op het Nederlands Continentaal Plat (NCP). Zie Figuur 1.1.

Figuur 1.1 Ligging van Q4 West (meest noordwestelijk gelegen park) ten opzichte van huidige vergunde windparken



Voor de constructie van windparken in de Noordzee is een vergunning in het kader van de Waterwet benodigd. Voor de vergunningverlening is onder andere een milieueffectrapportage (m.e.r.) vereist.

Uit onderzoek dat in opdracht van Rijkswaterstaat Waterdienst is uitgevoerd (Prins et al, 2008), is gebleken dat het niet mogelijk is om op voorhand significant negatieve effecten uit te sluiten van de aanleg, exploitatie en verwijdering van windturbineparken op beschermde populaties van vogels en zeezoogdieren in Natura 2000-gebieden. Voor ieder initiatief voor de bouw en exploitatie van een windpark in de Noordzee dient dan ook een locatiespecifieke Passende Beoordeling (PB) opgesteld te worden, waarin de effecten van aanleg, exploitatie en afbraak op beschermde natuurwaarden in Natura 2000-gebieden in kaart gebracht worden. Het voorliggende document geeft hier invulling aan. Deze Passende Beoordeling hoort bij het milieueffectrapport (MER) Offshore Windpark Q4 West.

1.2 Achtergrond

De eerste windturbines op de Noordzee zijn gebouwd in het Offshore Windpark Egmond aan Zee (10 kilometer uit de kust bij Egmond) en het Prinses Amalia Windpark (23 kilometer uit de kust bij IJmuiden). Deze parken worden de 'ronde 1-parken' genoemd. Daarna zijn vergunningen verstrekt voor de bouw van nieuwe windparken buiten de 12-mijlszone in het Nederlandse deel van de Noordzee, de zogenaamde 'ronde 2-parken'. Hiertoe behoort tevens de vergunning voor windpark Scheveningen Buiten. Door het recente besluit om scheepvaartroutes te verleggen kan Scheveningen Buiten niet gerealiseerd worden en is compenserende vergunningruimte nodig. Het park, nu genaamd Q4 West, wordt verplaatst naar een andere locatie die aansluit op de bestaande vergunning van Eneco voor Q4.

Voor de 'ronde 2 parken' zijn individuele vergunningaanvragen, milieueffectrapportages en Passende Beoordelingen opgesteld. Deze individuele PB's zijn gemaakt op basis een handreiking voor passende beoordelingen op zee. Voor de passende beoordelingen die recent worden opgesteld zoals voor windpark Q4 West, is deze handreiking aangevuld met een update.

1.3 Leeswijzer

In Hoofdstuk 2 wordt een toelichting gegeven op de relevante wetgeving en beleid en de procedure voor een PB. In Hoofdstuk 3 wordt een beknopte beschrijving van de voorgenomen ingreep gegeven. Hoofdstuk 4 beschrijft de afbakening van deze PB; op basis van de ingreep-effectrelaties wordt een overzicht gegeven van de Natura 2000-gebieden en soorten die mogelijk effecten ondervinden. De bestaande situatie van de in de PB meegenomen soorten wordt weergegeven in Hoofdstuk 5. Een beschrijving van de gehanteerde methodologie voor de effectenanalyse wordt gegeven in Hoofdstuk 6, de resultaten en effectbeoordeling volgen in Hoofdstuk 7. Hoofdstuk 8 geeft een overzicht van de effecten op de Natura 2000-gebieden en bijbehorende instandhoudingsdoelstellingen. Tot slot wordt in Hoofdstuk 9 cumulatie met andere plannen en projecten besproken.

2 BELEID EN WETGEVING

2.1 Vogel- en Habitatrichtlijn en Natuurbeschermingswet 1998

Op het Nederlands deel van de Noordzee, het NCP, zijn buiten de territoriale wateren twee kaders voor beleid en wetgeving van belang voor deze PB: de Vogel- en Habitatrichtlijnen (VHR) en de Natuurbeschermingswet 1998 (Nbwet).

Het wettelijk kader wordt gevormd door Artikel 6 van de Europese Habitatrichtlijn. Alhoewel deze inmiddels is geïmplementeerd in de NBwet, geldt voor de uitvoering van de plannen voor windparken en de vergunningverlening onder de Waterwet, de Habitatrichtlijn als toetsingskader en niet de Nbwet. De voorgenomen ingreep vindt plaats buiten de 12-mijlszone en hier is de Nbwet niet geldig.

De aanwijzingsbesluiten voor de betreffende Natura 2000-gebieden zijn van groot belang, omdat daarin de voor de toetsing relevante instandhoudingsdoelstellingen zijn opgenomen. Hoewel de bij dit project betrokken speciale beschermingszones nog niet allemaal definitief zijn aangewezen, zijn ze op basis van hun aanmelding op grond van de Habitatrichtlijn wel beschermd. De betrokken Vogelrichtlijngebieden zijn wel allemaal aangewezen. Voor de overige betrokken gebieden wordt opgemerkt dat ze zijn aangemeld, en dat er ontwerpbesluiten liggen met soort- en habitatspecifieke instandhoudingsdoelstellingen, maar dat de definitieve aanwijzing nog in procedure is. Ten behoeve van deze PB worden ook de instandhoudingsdoelstellingen in de ontwerp aanwijzingsbesluiten als concreet toetsingskader gebruikt.

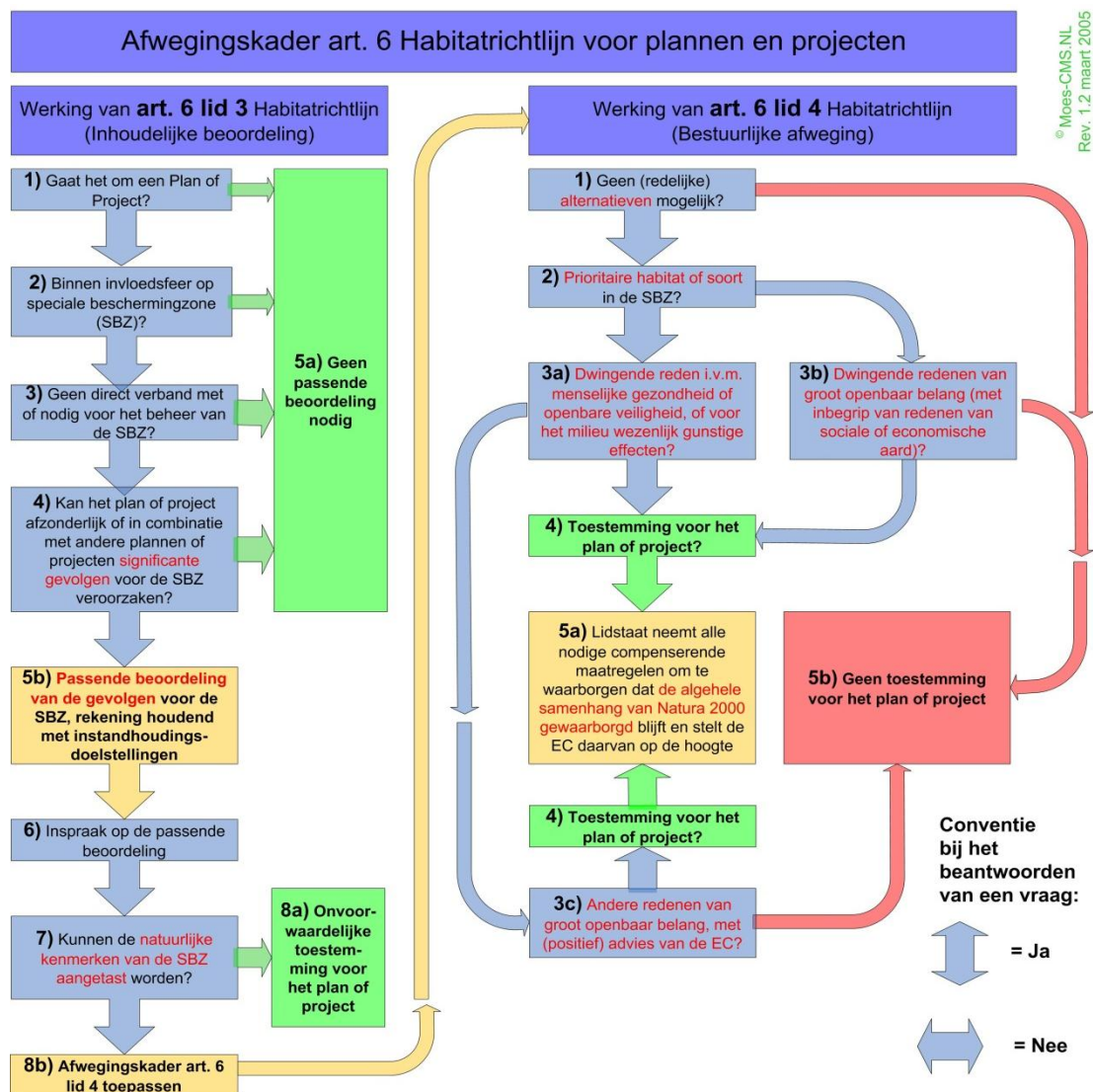
Nederland is gestart met de aanmeldingsprocedure voor mariene Natura 2000-gebieden zoals eerder onderzocht en genoemd in Lindeboom et al (2005). Onder de Habitatrichtlijn zijn de volgende mariene gebieden aangemeld: de Noordzeekustzone tussen Bergen en Petten, de Vlake van de Raan in de monding van de Westerschelde, de Doggersbank en de Klaverbank, en onder de Vogelrichtlijn het Friese Front. Deze gebieden zijn aangemeld op basis van het voorkomen van een aantal habitattypen (riffen, zandbanken), zeezoogdieren (bruinvis, zeehonden) en diadrome vissen (prikken, elft en fint). De betreffende gebieden zijn in december 2008 aangemeld.

In de rest van dit document zal de term Natura 2000-gebieden gebruikt worden voor alle hiervoor genoemde gebieden (Vogelrichtlijn- en/of Habitatrichtlijn (VHR) gebied). In hoofdstuk 3 wordt in ingegaan op de afbakening van onderzochte gebieden en soorten.

In de onderstaande figuur is het schema gegeven voor de toetsing aan het kader van de Habitatrichtlijn.

2.1.1 Externe werking en cumulatieve effecten

Figuur 2.1 Schema voor toetsing aan het kader van de Habitatrichtlijn



Bij het bepalen van de mogelijk negatieve effecten in deze PB zijn twee begrippen van groot belang: **externe werking** en **cumulatieve effecten**. Externe werking is het effect dat optreedt als een gebruik, project of plan buiten een Natura 2000-gebied gepland is, maar de effecten ervan zich wel binnen dat gebied kenbaar maken. Dit kan direct (van buiten naar binnen), bijvoorbeeld een turbine die net buiten een Natura 2000-gebied staat, maar waarvan de versturende werking (schrikeffect) tot binnen het gebied reikt. Ook kan het effect indirect (van binnen naar buiten) optreden als bijvoorbeeld vogels die binnen het gebied beschermd zijn, zich voor foerage buiten het gebied begeven en dan in aanvaring komen met de turbine. Het gaat om die effecten die kunnen optreden op de populatiedynamica van een soort, die in een nabijgelegen Natura 2000-gebied is beschermd, zodanig dat de gunstige staat van instandhouding van die soort in dat gebied kan worden aangetast. De meeste van de effecten waarover in deze PB wordt gesproken zijn dergelijke externe effecten; in de directe omgeving

zijn geen Natura 2000-gebieden gelegen, en de dieren die een negatief effect kunnen ondervinden van de aanleg en aanwezigheid van het windpark komen alle uit Natura 2000-gebieden rond de kustgebieden in Nederland of het buitenland.

De cumulatie van effecten van plannen en projecten is het tweede belangrijke aspect dat moet worden meegenomen in de toetsing. Ook andere plannen en projecten kunnen effecten hebben op dezelfde beschermde natuurwaarden, en het effect van het initiatief voor het windpark Q4 West dient in samenhang met andere projecten en plannen te worden bekeken.

2.1.2 Grensoverschrijdende effecten en buitenlandse wetgeving

In de VHR en de Nbwet wordt geen onderscheid gemaakt naar effecten op bepaalde nationale Natura 2000-gebieden. Het geheel aan effecten op Natura 2000-gebieden, die mogelijkwerwijs in hun natuurlijke kenmerken kunnen worden aangetast, moet worden meegenomen. Dit kan ook buitenlandse Natura 2000-gebieden betreffen. Dit betekent ook dat voor die soorten waarvoor een Natura 2000-gebied is aangewezen en de gunstige staat van instandhouding kan worden aangetast door het geplande windpark, alle relevante Natura 2000-gebieden in de toetsing dienen te worden meegenomen.

2.1.3 Handreiking passende beoordelingen op zee

In 2008 heeft Deltares het rapport 'Development of a framework for Appropriate Assessments of Dutch offshore wind farms' (Prins et al. 2008) geschreven als handreiking voor het opstellen van Passende Beoordelingen van windparken op zee.¹ Dit rapport gaf een algemene beschrijving van de mogelijke effecten van de aanleg en aanwezigheid van offshore windparken op Natura 2000-waarden en beschrijft de kwantitatieve methoden voor het schatten van de effecten op deze Natura 2000-waarden. Voor de Natura 2000-waarden, is in het rapport ingezoomd op drie typen effecten, te weten:

1. De sterfte van vislarven door onderwatergeluid veroorzaakt door heien van de turbinefunderingen en de trofische effecten daarvan op het voedselaanbod voor vogels en zeezoogdieren;
2. Effecten van onderwatergeluid op zeezoogdieren, veroorzaakt door heien van de turbinefunderingen, zoals een tijdelijke gehoordrempel verschuiving (TTS) of het verlies van habitat (kwaliteit en kwantiteit);
3. Mogelijke aanvaringen van vogels met turbines, en de effecten daarvan op populaties van vogels in broedkolonies en van migrerende vogels.

Deze aspecten worden ook in de voorliggende PB behandeld.

Update Framework Appropriate Assessment

In de jaren na de vergunningverlening van de 'ronde twee' windparken is nader onderzoek verricht in binnen- en buitenland naar de effecten van de aanleg en aanwezigheid van windparken op zee.

Er zijn rapportages opgesteld over de voortgang van kennis op dit gebied (shortlistonderzoek, Boon 2012). Daarnaast is aangegeven hoe deze kennis dient te worden gebruikt in de eventuele aanpassingen van methoden en technieken voor de inschatting van voornoemde

¹ In het vervolg van dit document zal bij referenties aan het bovenstaande rapport de naam 'Handreiking' gehanteerd worden.

effecten in passende beoordelingen (Boon et al. 2012). De resultaten van het shortlistonderzoek, van relevante en openbare studies in de twee bestaande offshore parken Offshore Windpark Egmond aan Zee (OWEZ) en Prinses Amalia Windpark (PAWP) en van relevante internationale studies, zijn gebruikt voor de update van de eerder opgestelde Handreiking voor passende beoordelingen voor windparken op zee.²

In de update staat per effect beschreven wat de methodiek was in 2008, resultaten van de shortliststudies en relevante OWEZ-, PAWP- en internationale studies en tot slot welke methodieken aangepast zullen worden naar aanleiding van de gevonden resultaten. Er is besloten om de update te concentreren op de methoden om effecten kwantitatief in te schatten.

² In het vervolg van dit document zal bij referenties aan het bovenstaande rapport de naam 'Update Handreiking' gehanteerd worden.

3 VOORGENOMEN ACTIVITEIT

3.1 Windpark

Windpark Q4 West ligt op minimaal 26 km van de kust van Bergen aan Zee en bedraagt 21 km². In de volgende tabel zijn enkele belangrijke kenmerken van de voorgenomen activiteit weergegeven.

Tabel 3.1 Kenmerken windpark Q4 West in het voornemen

Voorgenomen activiteit	Details
(Alternatief 1 – 70x3MW)	
Windpark	
Minimum afstand tot de kust in km	26
Oppervlak van het windpark in km ²	21
Opgesteld vermogen in MW	70 x 3 = 210
Elektriciteitsopbrengst in MWh/jaar	Circa 857.000
Equivalent aantal huishoudens dat van elektriciteit kan worden voorzien (uitgaande van 3.500 kWh/jaar)	Circa 245.000
Aantal turbines van het type V112	70
Gebruiksduur in jaren	20
Bouwperiode	1 jaar
Waterdiepte ter plaatse van windpark in m LAT	20-25 m
Onderlinge afstand windturbines in m	540 m binnen de rij
Windturbines	
Vermogen in MW	3
Ashoogte boven zeeniveau in m	Circa 80,8
Rotordiameter in m	112
Totale hoogte (tiphoogte) in m	136,8 meter
Kleur	Conform IALA richtlijnen (IALA, 2008)
Verlichting	Conform IALA richtlijnen (IALA, 2008)
Fundering	
Type fundering	Monopaal
Maximale diameter in m	4,2
Diepte in zeebodem in m	circa 25 m
Verbinding met turbinemast	Door middel van transitiestuk
Parkbekabeling	
Totale lengte parkbekabeling in km	52,6 km
Type kabel	33 kV wisselspanning
Kabeltracé naar aanlandingspunt	
Aanlandingspunt kabel	Nabij Wijk aan Zee
Afstand kabel naar land	33,5 kilometer
Traject over land	Van Wijk aan Zee naar Beverwijk
Type kabel	150 kV wisselspanning

3.2 Opstelling van de windturbines

De turbines zullen voor offshore gebruik zijn gecertificeerd. Het uiteindelijk te kiezen windturbinetype is afhankelijk van een aantal factoren, waaronder economische haalbaarheid, betrouwbaarheid, leverbaarheid en ook het effect op het milieu. Vooral nog wordt uitgegaan van het type Vestas V112, een offshore 3 MW windturbine. De rotor van de V112 is opgebouwd uit 3 bladen van elk 54,65 meter lengte (incl. het midden van de kop van de rotor is dat 56 meter lengte). Zie figuur 3.1 voor een weergave van een V112.

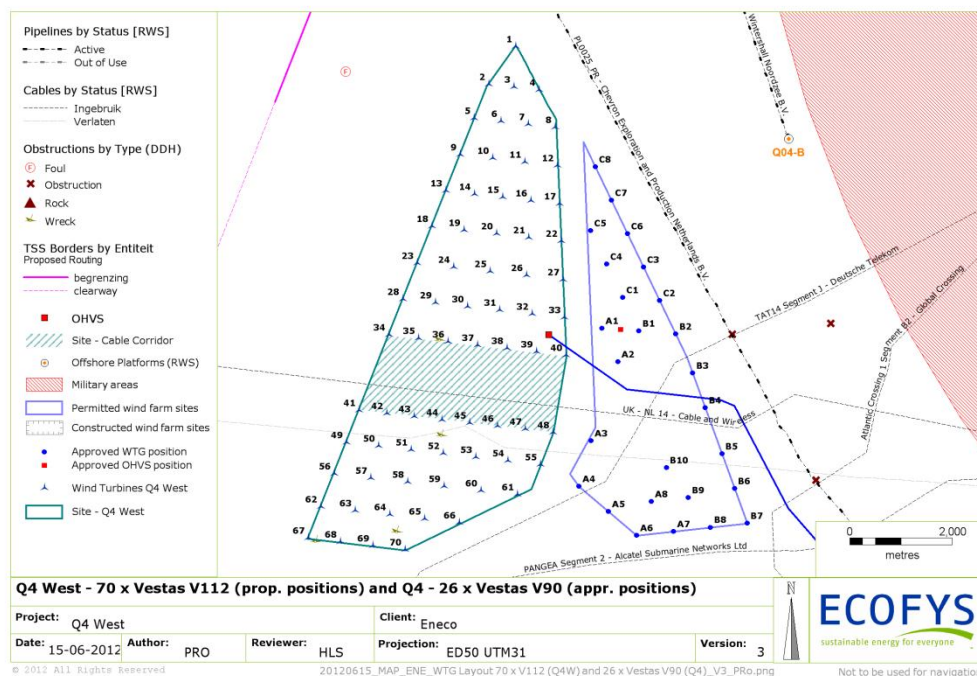
Figuur 3.1 V112 windturbine



In

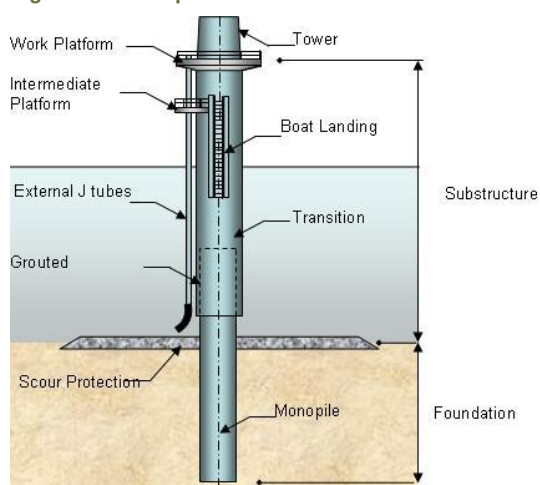
Figuur 3.2 is de opstelling van 70 windturbines van het type V112 weergegeven, evenals het offshore transformatorstation (bij windturbine 39). Tevens is in de figuur de vergunde opstelling van windpark Q4 weergegeven. In bijlage 4 van het MER zijn de coördinaten van de turbines weergegeven.

Figuur 3.2 Windturbineopstelling van 70 turbines



De 70 turbines zullen voorzien worden van een monopaalfundatie die in de zeebodem zal worden geheid (zie figuur 3.3 voor een voorbeeld). Daarbovenop wordt vervolgens een transitiestuk aangebracht, waarna de turbinepaal geïnstalleerd kan worden inclusief de gondel met twee turbinebladen voorgeïnstalleerd. Tot slot wordt het derde turbineblad gemonteerd. Naast de installatie van de windturbine zal het transformatorstation op zee worden geïnstalleerd, evenals de kabels tussen de windturbines en het transformatorstation en de kabel van het transformatorstation naar land. Ook op land zal een kabel naar een hoogspanningsstation worden aangelegd.

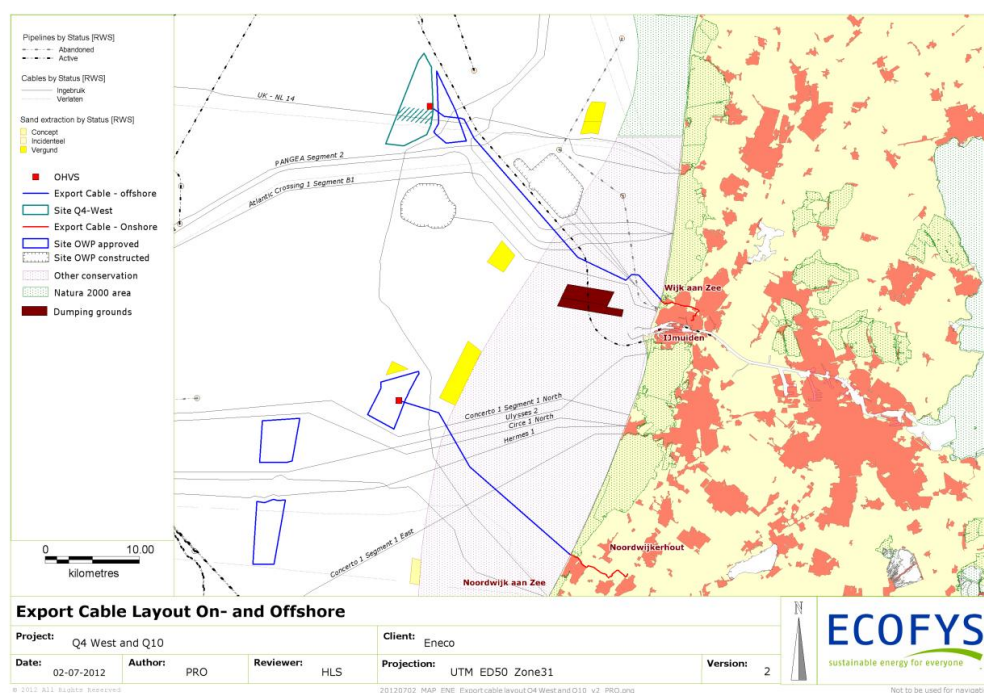
Figuur 3.3 Monopaalfundatie



Bron: Ballast Nedam

Tussen de turbines en het transformatorstation in het windpark zullen kabels aangelegd worden. Het transformatorstation zorgt ervoor dat de spanning van 33 kV die van de windturbines afkomstig is wordt verhoogd naar 150 kV, vanwege het geringer transportverlies bij hogere voltages. Vanaf het transformatorstation in het windpark loopt vervolgens een kabel over 33,7 kilometer naar land en zal bij Wijk aan Zee met een gestuurde boring onder de duinen door worden geboord (zie voor het tracé Figuur 3.4 en voor de coördinaten van de knikpunten van de kabel bijlage 4).

Figuur 3.4 Kabeltracé van Q4 West naar de aanlandingslocatie bij Wijk aan Zee



Na de duinen zal de kabel een route volgen naar een hoogspanningsstation van TenneT. Hiervoor komen mogelijk twee stations in aanmerking: het hoogspanningsstation in Beverwijk of het hoogspanningsstation in Vijfhuizen. Afhankelijk van de mogelijkheden voor aansluiting op deze hoogspanningsstations zal een keuze gemaakt worden voor het onshore deel. In de aanvraag gaan we uit van aansluiting op het hoogspanningsstation in Beverwijk. Het onshore deel van de kabelroute en de duindoorkruising wordt echter niet geregeld in de watervergunning, waarvoor nu een MER en PB wordt opgesteld. Voor het onshore kabeltracé en de duindoorkruising zullen op het moment dat realisatie in zicht komt de benodigde vergunningen worden aangevraagd. Hiervoor gelden andere wettelijke kaders.

4 AFBAKENING

4.1 Inleiding

Uit de Handreiking (Prins et al. 2008) blijkt dat er op bepaalde soort(groep)en op voorhand geen significante effecten verwacht worden, ongeacht de park- en locatiespecifieke omstandigheden. Deze soorten worden in dit hoofdstuk afgebakend en dus niet verder meegenomen in de analyse en de toetsing.

Voorts zijn er soorten die niet in de Handreiking worden genoemd en waar in deze PB toch aandacht aan geschonken wordt. Zo kunnen vleermuizen op de Noordzee voorkomen, terwijl beschermde vogels en zeezoogdieren mogelijk gevoelig zijn voor de doorwerking van de verminderde aanvoer van vislarven en juvenielen in Natura 2000-gebieden.

In de volgende paragrafen wordt in eerste instantie een korte analyse gegeven van de ingreep-effect relaties van de aanleg, exploitatie en verwijdering van windparken (par. 4.1). Vervolgens wordt een afbakening gemaakt van de relevante soorten die in het kader van deze PB dienen te worden behandeld (par. 4.2 tot en met 4.4). Ook de mogelijke effecten van de aanleg en het gebruik van het windpark op Natura 2000 habitats zijn in de Handreiking beperkt behandeld. Hierbij werden vooral de mogelijke relevante effecten opgemerkt van een verminderde aanvoer van vislarven op de kraamkamer- en opgroefuncties van habitattypen 1110 en 1140. De relevantie van mogelijke effecten van de aanleg, exploitatie en ontmanteling van windparken op het NCP op habitattypen in Natura 2000-gebieden zal worden behandeld in paragraaf 4.5.

4.2 Ingreep-effectrelaties

De aanleg, exploitatie en verwijdering van het windpark heeft op verschillende manieren een mogelijk effect op de instandhoudingsdoelstellingen van soorten en habitats van Natura 2000-gebieden. Het gaat hierbij, zoals ook in de Handreiking aangegeven, voornamelijk om de effecten van onderwatergeluid tijdens de aanleg- en verwijderingsfase en de aanwezigheid van de parken tijdens de exploitatiefase.

Tabel 4.1 geeft een overzicht van de kenmerken per fase, de mogelijke effecten en de soortgroepen die hierdoor beïnvloed kunnen worden.

Tabel 4.1 Lokale ecologische effecten als gevolg van de voorgenomen ingreep

Fase	Mogelijke effecten	Fyto-plankton	Bodem-fauna	Vleer-muizen	Vissen & Vislarven	Zee-zoogdieren	Vogels
Aanlegfase							
Aanleg funderingen	Waterkwaliteit	X	X		X	X	
	Geluid/trillingen		X		X	X	X
Aanleg kabels	Ruimtebeslag	X	X		X		
	Waterkwaliteit		X		X	X	
Scheepvaart	Geluid/trillingen				X	X	
Exploitatiefase							
Aanwezigheid	Aanvaringsrisico			X			X

Fase	Mogelijke effecten	Fyto-plankton	Bodem-fauna	Vleer-muizen	Vissen & Vislarven	Zee-zoogdieren	Vogels
windturbines							
	Geluid/trillingen				X	X	
	Ruimtebeslag					X	X
	Hardsubstraat		X		X		X
Aanwezigheid kabels	EM Velden		X		X	X	
Scheepvaart tbv onderhoud	Geluid/trillingen				X	X	
Verbod scheepvaart	Geluid/trillingen				X	X	
	Verbod visserij		X		X	X	X
Verwijderingsfase							
Verwijderen funderingen	Waterkwaliteit	X	X		X	X	
	Geluid/trillingen				X	X	X
Verwijderen kabels	Waterkwaliteit	X	X		X	X	
Scheepvaart	Geluid/trillingen				X	X	

x = de soortgroep wordt beïnvloed door het effect, deze invloed kan zowel positief als negatief zijn

Verwachte effecten op fytoplankton

Naar verwachting hebben de met de ingreep gepaard gaande activiteiten en kenmerken geen significante effecten op fytoplankton in de kustzee en 'off-shore'. De totale oppervlakte waar verstoring plaatsvindt, is verwaarloosbaar klein ten opzichte van het totale leefgebied van het fytoplankton in de Noordzee. Effecten op fytoplankton zijn bovendien van tijdelijke aard. Zeker is dat de effecten op fytoplankton niet zullen leiden tot een effect op een Natura 2000-gebied omdat daarvoor de relatie te indirect is en de afstanden tussen de lokaal optredende effecten en deze gebieden te groot zijn. Er zal in deze PB dan ook niet verder worden ingegaan op fytoplankton.

Verwachte effecten op bodemfauna

Naar verwachting heeft de met de ingreep gepaard gaande bodembewerking geen significante effecten op bodemdieren van de kustzee en 'offshore'. De totale oppervlakte aan verstoorde bodem is verwaarloosbaar klein ten opzichte van het totale leefgebied van de betreffende bodemdiergemeenschappen in de kustzee. De effecten voor de locaties van de windturbines zijn blijvend, maar voor de rest van het parkoppervlak betreft het een tijdelijk effect. Het onderwaterleven zal na de constructieperiode van het windpark snel terugkeren naar het gebied. Door het ontbreken van visserij tijdens de vergunde periode is het waarschijnlijk dat de bodem zich kan herstellen en ontwikkelen, waardoor er een positief effect op de bodemfauna zal optreden. Zeker is dat de effecten op bodemdieren niet zullen leiden tot een effect op een Natura 2000-gebied omdat daarvoor de afstanden tussen de lokaal optredende effecten en deze gebieden te groot zijn. Er zal in deze PB dan ook niet verder worden ingegaan op de bodemfauna.

Verwachte effecten op vleermuizen

In een artikel van Boshamer en Bekker (2008) wordt gemeld dat er regelmatig vleermuizen gevonden worden op gas- en olieplatforms op het NCP. De waarnemingen (34 exemplaren) zijn verricht tussen 1988 en 2007. De meest waargenomen soort is de ruige dwergvleermuis (26 exemplaren). Daarnaast zijn de rosse vleermuis (2x), de noordse vleermuis (2x), de laatvlieger (1x) en de tweekleurige vleermuis (3x) waargenomen. Voor geen van deze soorten zijn beschermde gebieden aangewezen in het kader van de VHR.

De in Nederland voorkomende soorten ingekorven vleermuis, bechsteins vleermuis, Vale vleermuis en meervleermuis zijn opgenomen in Bijlage II van de Habitatrichtlijn. Voor soorten van Bijlage II die geregeld in ons land voorkomen, moet Nederland beschermde gebieden aanwijzen. In Nederland zijn verschillende mergelgroeves en twee kloosters in Limburg aangewezen voor één of meer van de genoemde soorten. Daarnaast zijn verspreid over het land enkele gebieden aangewezen voor de meervleermuis. Alleen het duingebied Meijndel en Berkheide ligt in de buurt van de Noordzeekust. De instandhoudingsdoelstelling voor de meervleermuis voor dit gebied omvat “het behoud van de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor het behoud van de populatie”. In de toelichting wordt opgemerkt dat de meervleermuis in dit gebied in bunkers overwintert, het betreft momenteel het belangrijkste overwinteringsgebied voor deze soort in Nederland. Voor de soort zijn ook de aanwezige landgoederen van belang, omdat deze fungeren als zomerverblijven.

Meervleermuizen foerageren tot een maximale afstand van ongeveer 30 km (Limpens et al, 2006) vanaf hun zomerverblijfplaats en bij voorkeur boven (oever van) sloten, rivieren en meren (Limpens 2001). De open zee is niet bijzonder geschikt voor meervleermuizen om te foerageren, aangezien de hoge golven de echolocatie van de dieren verstoren. Er zijn echter wel enkele waarnemingen van meervleermuizen bekend op de Waddenzee bij Friesland en bij Bremerhaven (Dld), maar deze dieren foerageerden dicht langs de kust boven ondiepe delen. Q4 West ligt op minimaal 26 kilometer van de kust en de kans dat meervleermuizen tot in het park foerageren is zeer onwaarschijnlijk.

De meervleermuis is een soort die migreert over middellange afstand (tot maximaal +/- 500km.). De winterverblijfplaatsen bevinden zich in Nederland hoofdzakelijk in bunkers op de Veluwe en langs de kust van Zuid-Holland en in mergelgroeves in Zuid-Limburg. Verder zijn geringde dieren in de winter teruggevonden in België, Duitsland en Noord-Frankrijk. Er zijn geen waarnemingen bekend van overwinterende meervleermuizen in Groot-Brittannië. Ook zijn er nooit meervleermuizen gevonden op gas- en olieplatformen op de Noordzee. Migratie van deze soort over de Noordzee lijkt daarmee uitgesloten.

Het voorkomen van vleermuizen in de windparken OWEZ en PAWP is recent onderzocht (Jonge Poerink, Lagerveld, Verdaat, 2013). Uit dit onderzoek komt naar voren dat vleermuizen de windparken bezoeken. Veruit het meest waargenomen is de ruige dwergvleermuis (*Pipistrellus nathusii*). Het betreft waarschijnlijk zowel migrerende als foeragerende vleermuizen. Over het aantal individuen dat de windparken bezocht kan het onderzoek geen uitsluitel geven, al lijkt het erop dat in het verder van de kust gelegen windpark PAWP (23 km van de kust) minder vleermuizen voorkomen als in OWEZ (15 km van de kust). Verdere informatie over het voorkomen van vleermuizen ontbreekt.

Ten aanzien van de vleermuissoorten van Bijlage II van de Habitatrichtlijn waarvoor in Nederland Natura 2000-gebieden zijn aangewezen, geldt dat negatieve effecten als gevolg van de aanleg en exploitatie van het windmolenpark Q4 West op voorhand zijn uit te sluiten. De instandhoudingsdoelstellingen van de betreffende Natura 2000-gebieden worden door de ingreep niet aangetast. Vleermuizen zullen derhalve niet verder worden meegenomen in de effectbeoordeling.

Verwachte effecten op vissen

In de Noordzee komen enkele diadrome vissoorten voor waarvoor beschermde Natura 2000-gebieden zijn aangewezen volgens Annex II van de Habitatrichtlijn. Het gaat hier om zeeprik, rivierprik, elft, fint en zalm. De zeeprik, rivierprik en de fint zijn onder andere beschermd in Natura 2000-gebied Waddenzee. Volgens de Handreiking PB worden er geen significante effecten op (voor Natura 2000-gebieden aangewezen) vissoorten verwacht.

Recent is een publicatie verschenen waaruit blijkt dat vissen van zeer hoge niveaus van met heiklappen overeenkomend pulsgeluid nog geen schade ondervinden (Halvorsen e.a., 2012). Bij vissen zonder zwemblaas werden bij een cumulatieve SEL van 216 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ nog geen effecten gevonden. Vissen met een zwemblaas bleken wat gevoeliger, maar ook deze vissen (meerdere soorten) bleken aan een cumulatieve SEL van ca. 207 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ te kunnen worden blootgesteld zonder schade op te lopen.

Een aantal vissen behoort tot beschermde soorten volgens de Habitatrichtlijn. Het gaat om soorten die migreren tussen zoet en zout water. De kennis over de verspreiding van deze beschermde soorten in de Noordzee is zeer beperkt, echter op basis van deskundigenoordeel wordt niet verwacht dat de windmolenlocaties van wezenlijk belang zijn. Bovendien zijn de belangrijkste knelpunten voor de huidige instandhouding van deze beschermde soorten de kwaliteit en beschikbaarheid van zoetwaterhabitats. Mede om die reden worden significante effecten van de aanleg van windparken op deze soorten niet verwacht." Directe effecten op vissen worden dan ook niet meegenomen in deze PB.

Verwachte effecten op vislarven, zeezoogdieren en vogels

In de volgende paragrafen worden per fase de effecten op vislarven, zeezoogdieren en vogels nader besproken. Tevens vindt er een afbakening plaats van aan de ingreep gerelateerde activiteiten of kenmerken die geen effecten hebben op deze soortgroepen.

4.2.1 Aanlegfase

Tijdens de aanlegfase zijn er drie activiteiten die lokaal tot ecologische effecten kunnen leiden. Het betreft de aanleg van de funderingen, de aanleg van kabels en scheepvaart.

Tabel 4.2 Ecologische lokale effecten tijdens de aanlegfase

Activiteiten aanlegfase	Effect	Vogels	Vislarven	Zeezoogdieren
Aanleg funderingen	Waterkwaliteit	0	0	0
	Geluid / trillingen	0	X	X
Aanleg kabels	Ruimtebeslag	0	0	0
	Waterkwaliteit	0	0	0
Scheepvaart	Geluid / trillingen	0	0	0

0 = gering effect, geen effect op de gunstige staat van instandhouding; x = mogelijk negatief effect

Scheepvaart

Voor de aanlevering van bouwmaterialen, het op locatie brengen van hei- en hefschepen en het vervoer van arbeiders zal scheepvaart plaatsvinden, wat plaatselijk leidt tot geluid en trillingen. Lokaal kan hierdoor verstoring optreden van vogels, vissen, vislarven en zeezoogdieren. Deze scheepvaart is van tijdelijke aard, namelijk alleen gedurende de aanlegfase van het windpark. Het plangebied voor windpark Q4 West bevindt zich in intensief bevaren gebied, nabij drukke scheepvaartroutes (zie Figuur 2). De toename van scheepvaart door de voorgenomen ingreep is dan ook verwaarloosbaar voor het leefgebied van vogels, vissen en zeezoogdieren. Hoewel lokaal verstoring kan optreden, worden daarom significant negatieve effecten op instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden uitgesloten.

Aanleg kabels

Deze PB is opgesteld in het kader van vergunningverlening op grond van de Waterwet. Wat betreft de kabels voor het windpark wordt hierom alleen het gebied buiten de 12-mijls zone in beschouwing genomen. De aanleg van de kabels leidt tot ruimtebeslag en tijdelijk en plaatselijk tot vertroebeling van het zeewater. Deze effecten zijn zeer gering. Effecten op de instandhoudingsdoelstellingen en natuurwaarden van Natura 2000-gebieden worden uitgesloten.

Aanleg funderingen

Tijdens de aanleg van de funderingen zullen heiwerkzaamheden plaatsvinden, waardoor geluidsgolven geproduceerd worden die onder water tot op grote afstand voor verstoring kunnen zorgen. Deze verstoring kan zich op verschillende manieren uiten, zoals aangepast gedrag, vluchtgedrag, maar ook als gehoorbeschadiging en fysieke (weefsel)beschadiging (vissen en zeezoogdieren) en zelfs sterfte (vislarven).

Vislarven

Heien kan leiden tot sterfte van vislarven. Door de hoge geluidsdruk bij de heiwerkzaamheden in de aanlegfase kunnen vislarven binnen een zekere straal rondom de heipaal sterven. Dit kan na verloop van tijd leiden tot een verminderde aanvoer van larven en juvenielen van belangrijke prooivissen voor beschermde visetende vogels en zeezoogdieren in Natura 2000-gebieden. Dit kan leiden tot een verminderd broedsucces van in Natura 2000-gebieden beschermde vogels en tot aantasting van de populatiefitness van in Natura 2000 gebieden beschermde zeezoogdieren en dus tot een aantasting van de instandhoudingsdoelstellingen van de betreffende Natura 2000-gebieden.

Een van de kernopgaven voor de Waddenzee is dat deze dient als opgroeigebied voor jonge vis. Een verminderde aanvoer van vislarven naar dit gebied kan geïnterpreteerd worden als een verminderde opgroefunctie van het gebied voor jonge vis. en een aantasting van deze kernopgave. In paragraaf 4.5 wordt hier verder op ingegaan.

Zeezoogdieren

Heien kan leiden tot afwijkend (vlucht)gedrag, verwonding en permanente of tijdelijke gehoordrempel verschuivingen van zeezoogdieren. Voor enkele zeezoogdieren (bruinvis, grijze zeehond en gewone zeehond) geldt dat zij binnen Natura 2000-gebieden beschermd zijn (paragraaf 4.4).

Vogels

In de aanlegfase worden significant negatieve directe effecten op vogels uitgesloten. Vanwege geluid en de aanwezigheid van schepen kunnen vogels mogelijk het gebied vermijden tijdens heiwerkzaamheden, waardoor in het ergste geval tijdelijk (circa 2 uur per dag) een zeer beperkt habitatverlies optreedt.

Hiervoor is vermeld dat de voorgenomen activiteit kan leiden tot een verminderde aanvoer van vislarven en vooral visjuvenielen voor kolonievogels in Natura 2000-gebieden. In hoofdstuk 6 worden effecten op vislarven en de doorvertaling van een verminderde aanvoer van vislarven en visjuvenielen op kolonievogels behandeld.

Natura 2000-gebieden

Er zijn twee manieren waarop verstoring door onderwatergeluid effecten op de instandhoudings-doelstellingen van Natura 2000-gebieden kan hebben. Enerzijds kan een verstorend geluidsniveau reiken tot in een Natura 2000-gebied, waardoor er een direct effect is op de kwaliteit van het gebied als verblijfplaats voor zeezoogdieren. Anderzijds kan verstoring optreden op individuen die zich binnen de verstoringsscontour bevinden en een directe relatie hebben met (instandhoudingsdoelstellingen van) Natura 2000-gebieden. Een voorbeeld is een zeehond, die onderdeel is van de populatie in de Waddenzee en zich op het NCP begeeft om te foerageren. In paragraaf 4.6 wordt hier verder op ingegaan.

4.2.2 Exploitatiefase

Tijdens de exploitatiefase zijn er vier kenmerken die lokaal tot ecologische effecten kunnen leiden. Het betreft de aanwezigheid van de funderingen/turbines, de aanwezigheid van kabels, het onderhoud van het park en het verbod op scheepvaart en dus ook visserij.

Tabel 4.3 Ecologische lokale effecten tijdens de exploitatiefase

Activiteiten exploitatiefase	Effect	Vogels	Vislarven	Zeezoogdieren
Aanwezigheid windturbines	Aanvaringsrisico	X	0	0
	Geluid / trillingen	0	0	X
	Ruimtebeslag	X	0	X
	Hard substraat	0	0	0
Aanwezigheid kabels	EM velden	0	0	0
Scheepvaart tbv onderhoud	Geluid / trillingen	0	0	0
Verbod scheepvaart	Geluid / trillingen	0	0	0
	Verbod Visserij	0	0	0

Scheepvaart ten behoeve van onderhoud

Voor het onderhoud van de windturbines tijdens de exploitatiefase zal scheepvaart plaatsvinden, die plaatselijk leidt tot aanwezigheid van schepen, geluid en trillingen. Lokaal kan hierdoor verstoring optreden voor vogels, vissen/vislarven en zeezoogdieren. Het plangebied voor windpark Q4 West bevindt zich in intensief bevaren gebied, nabij drukke scheepvaartroutes. De lokale toename van scheepvaart is verwaarloosbaar ten opzichte van het leefgebied van vogels, vissen en zeezoogdieren. Hoewel lokaal verstoring kan optreden,

worden daarom significant negatieve effecten op instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden uitgesloten.

Aanwezigheid kabels

De kabels veroorzaken een elektromagnetisch veld dat tot een afstand van maximaal enkele meters een negatief effect kan hebben op de prooidetectie van bepaalde kraakbeenvissen (Gill, 2005). Tijdens experimenten met kraakbeenvissen werden niet geheel consistente resultaten gevonden; sommige vissen leken aangetrokken te worden, andere werden afgestoten door het elektromagnetische veld. Het effect strekte zich uit tot enkele meters afstand van de experimentele kabel (Gill, 2008). Hierdoor wordt een verwaarloosbaar klein deel van het habitat van deze vissen minder geschikt. Deze effecten zijn bovendien zeer gering en de getroffen vissoorten zijn niet beschermd in Natura 2000-gebieden. Effecten op de instandhoudingsdoelstellingen en natuurwaarden van Natura 2000-gebieden worden dan ook uitgesloten.

Verbod op scheepvaart

Windparken op de Noordzee zijn verboden terrein voor schepen, uitgezonderd bestemmingsverkeer. Dit leidt tot een afname van geluid en trillingen van scheepvaart die normaliter wel in het gebied voor zou kunnen komen. Aangezien het plangebied in druk bevaren gebied ligt, is deze afname in verhouding verwaarloosbaar. Het verbod op scheepvaart houdt ook in dat er gedurende 20 jaar geen visserij meer in het gebied mag plaatsvinden. Hierdoor kan de zeebodem in het gebied herstellen wat onder andere positieve effecten kan hebben op de bodemfauna. Samen met het ontbreken van visserij kan dit mogelijk een positief lokaal effect hebben op vissen en zeezoogdieren, maar effecten op instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden worden hierdoor niet verwacht; daarvoor zijn de effecten naar verwachting niet sterk genoeg.

Aanwezigheid windturbines

Door de aanwezigheid van windturbines is het mogelijk dat vogels in botsing komen met mast of wieken en daardoor komen te overlijden. Dit geldt voor kolonievogels³ die vanuit Natura 2000-gebieden foerageren en daarbij door het windmolenpark vliegen, maar ook voor trekvogels die jaarlijks vanuit Natura 2000-gebieden naar het zuiden of westen trekken en weer terugkomen. Sommige vogelsoorten hebben een zekere neiging om windparken te ontwijken (Dierschke & Garthe, 2006), waardoor de aanwezigheid van het park kan leiden tot habitatverlies en/of omvlieggedrag (paragraaf 4.3).

Tijdens de exploitatie worden er ook geluiden en trillingen geproduceerd door de windturbines, wat een verstorend effect kan hebben op zeezoogdieren (Prins et al, 2008). In paragraaf 4.3 wordt verder op zeezoogdieren ingegaan.

De windturbines en steenstort rondom de palen zorgen voor hard substraat op de anders zandige bodem van het gebied. Hierop kan zich bentische fauna vestigen, en er worden schuilplaatsen gecreëerd waar bepaalde vissoorten gebruik van kunnen maken. Enkele vogelsoorten, zoals de aalscholver, kunnen vervolgens gericht foerageren op het 'bewoonde' harde substraat. Deze effecten zijn echter zeer lokaal en zullen niet doorwerken op Natura 2000-gebieden.

³ Onder kolonievogels worden verstaan die zeevogels die als broedvogel zijn beschermd in Natura 2000-gebieden; deze vogels kunnen tijdens het foerageren in aanraking komen met het windpark.

4.2.3 Ontmantelingsfase

Over geluidsproductie en andere verstorende effecten tijdens de ontmantelingsfase is nog weinig bekend. De methoden die gebruikt zullen worden voor de ontmanteling zijn evenmin bekend. Tot nog toe zijn geen windparken op zee ontmanteld, waardoor er een gebrek aan informatie met betrekking tot deze activiteit voorhanden is. Algemeen wordt aangenomen dat deze fase leidt tot dezelfde type, maar minder, verstoring als tijdens de aanlegfase (Prins et al, 2008).

Tabel 4.4 Ecologische lokale effecten tijdens de ontmantelingsfase

Activiteiten ontmantelingsfase	Effect	Vogels	Vislarven	Zeezoogdieren
Verwijderen funderingen	Waterkwaliteit	0	0	0
	Geluid / trillingen	0	0	X
Verwijderen kabels	Waterkwaliteit	0	0	0
Scheepvaart	Geluid / trillingen	0	0	X

0 = gering effect, geen effect op de gunstige staat van instandhouding; x = mogelijk negatief effect

4.3 Vogels

Vogels kunnen op verschillende manieren effecten ondervinden van de bouw en exploitatie van windpark Q4 West. Tijdens de exploitatiefase kunnen de windturbines leiden tot aanvaringen en daarmee sterfte van vogels. Sommige vogels zullen het park geheel vermijden, waardoor er habitatverlies of barrièrewerking optreedt. Daarnaast kan de aanleg van een offshore windpark leiden tot een verminderde beschikbaarheid van prooidieren in het gebied waar (beschermde) vogels van afhankelijk zijn. In het Milieu Effect Rapport (MER) wordt een overzicht gegeven van de mogelijke effecten van Windpark Q4 West op vogels. In deze Passende Beoordeling worden de gevolgen van deze effecten beoordeeld in het kader van de Natuurbeschermingswet '98 en richt de beoordeling zich op de instandhoudingsdoelstellingen van relevante Natura 2000-gebieden. Voor gebieden waar de Natuurbeschermingswet '98 niet van kracht is wordt uitgegaan van de rechtstreekse werking van de Vogelrichtlijn (1979). Voor achtergronden omtrent het wettelijk kader zie MER Q4 West, bijlage 1.

4.3.1 Lokale niet-broedvogels en trekvogels

Onder 'lokale niet-broedvogels' worden soorten verstaan die, buiten het broedseizoen, de zuidelijke Noordzee als leefgebied hebben. In tabel 4.5 wordt een overzicht gegeven van de soorten en soortgroepen die in belangrijke aantallen in de zuidelijke Noordzee voorkomen (Baptist & Wolf 1993; Camphuysen & Leopold 1994; Stone et al, 1995; Bijlsma et al, 2001) en die tijdens de vogeltellingen in het gebied zijn vastgesteld (Poot et al. 2011a; Leopold et al. 2011). In het MER Q4 West zijn voor deze soorten aantallen aanvaringslachtoffers berekend op basis van de boottellingen van Leopold et al. (2011) en de vliegtuigtellingen van Poot et al. (2011a).

Daarnaast trekken ook grote aantallen vogels via vaste migratiebanen tussen broedgebieden en overwinteringsplaatsen. Voor achtergronden omtrent vogeltrekroutes zie het MER Q4 West,

bijlage 6. Ook deze trekvogelsoorten komen potentieel in aanraking met Q4 West en zijn opgenomen in tabel 4.5.

Tabel 4.5 Lokale niet-broedvogels en trekvogels (zowel zee- als landvogels) die in belangrijke aantallen in de zuidelijke Noordzee en ook op de locatie Q4 West voorkomen.

Soort /soortgroep	
noordse stormvogel	duikers
jan-van-gent	futen
aalscholver	ganzen en zwanen
dwergmeeuw	eenden
drieteenmeeuw	zee-eenden
stormmeeuw	grote meeuwen
kleine mantelmeeuw	kleine meeuwen
zilvermeeuw	jagers
grote mantelmeeuw	stelllopers
grote stern	zangvogels
noordse stern / visdief	
alk / zeekoet	

Buiten het broedseizoen, als de vogels geen binding meer hebben met hun kolonie, kunnen zeevogels in feite gaan en staan waar ze willen, binnen hun normale overwinteringsrange. Deze arealen zijn aanzienlijk groter dan de foerageerranges in het broedseizoen. Alleen al het Nederlandse deel van de zuidelijke bocht van de Noordzee is circa 25.000 km² groot. Het aandeel van het windpark Q4 West (circa 21 km²) in dit gebied is circa 0,1%.

De locatie van Q4 West ligt niet in een Natura 2000-gebied. Nabij het plangebied in de Noordzee liggen wel verschillende Natura 2000-gebieden waar diverse soorten vogels beschermd worden via de Natuurbeschermingswet '98. In sommige van deze nabijgelegen Natura 2000-gebieden zijn een aantal soorten vogels als 'niet-broedvogel' beschermd. Voor deze vogels hebben de Natura 2000-gebieden een functie als foerageergebied of slaapgebied c.q. hoogwatervluchtplaats. Deze functies zijn niet afhankelijk van foerageergebieden buiten het Natura 2000-gebied zoals dat voor broedvogels wel het geval is. Met andere woorden, deze niet-broedvogels uit Natura 2000-gebieden behoeven niet verder in de analyse van de Passende Beoordeling te worden meegenomen omdat het windpark geen directe of indirecte effecten heeft op de functies van het Natura 2000-gebied als foerageer-, slaap- en hoogwatervluchtplaats.

De locatie van Q4 West ligt buiten de 12-mijls zone. Hierdoor is momenteel daar uitsluitend de rechtstreekse werking van de Vogelrichtlijn van kracht. Binnen de Vogelrichtlijn worden de leefgebieden van de soorten van Bijlage 1, artikel 4.1, ook beschermd. Echter ook hier geldt dat voor de vogels op de planlocatie van Q4 West geen eenduidige relatie is te leggen met populaties binnen Vogelrichtlijn gebieden. Effecten op deze soorten zijn dan ook niet door te vertalen naar effecten op instandhoudingsdoelstellingen voor specifieke bepaalde soorten of gebieden, waardoor deze ook niet worden meegenomen in deze Passende Beoordeling.

De individuele bescherming van vogels, zoals die is vastgelegd in de Vogelrichtlijn, is in Nederland binnen de 12 mijls-zone geregeld via de Flora- en faunawet. Buiten de 12 mijls-zone, en dus binnen het plangebied van Q4 West geldt de rechtstreekse werking van de Vogelrichtlijn. Hierin is het opzettelijk doden en verwonden van soorten, genoemd in Bijlage 1, artikel 4.1 en 4.2 van de Vogelrichtlijn, verboden. Op deze soortenlijst staan ook de meeste soorten die voorkomen in het plangebied van Q4 West. Een deel van deze vogels zijn trekvogels die migreren tussen broed- en overwinteringsgebieden. Voor enkele van deze soorten gelden Natura 2000-instandhoudingsdoelstellingen. Het is echter niet met zekerheid vast te stellen tot welke Natura 2000-populaties de vogels in Q4 West behoren, waardoor effecten op instandhoudingsdoelstellingen niet te bepalen zijn. Uit berekeningen die zijn gedaan in eerdere PB's voor de Ronde 2 offshore windparken in Nederland in 2009 bleek dat significante effecten uit te sluiten waren op deze groep vogels doordat de aantallen slachtoffers in geen verhouding staan tot de jaarlijkse mortaliteit van de cumulatieve Natura 2000 populaties van deze soorten in Natura 2000-gebieden in Nederland, België en Engeland. Toentertijd werden maximale percentages van de jaarlijkse sterfte van deze populaties berekend tussen de 0,00 en 0,03% per windpark. Daaruit is toen geconcludeerd dat dit niet tot significante effecten zal leiden. Deze conclusie blijft ook overeind in deze PB omdat de berekeningswijzen niet dermate veranderd zijn en ook de cumulatieve Natura 2000-populaties niet veranderd zijn. Ook nu is de conclusie dat Q4 West niet tot significante effecten zal leiden.

Aangezien ook het opzettelijk doden en verwonden van soorten genoemd in Bijlage 1, artikel 4.1 en 4.2, verboden is via de Vogelrichtlijn moet een inschatting worden gemaakt wat eventuele effecten van aanvaringsslachtoffers zijn op de gunstige staat van instandhouding van de biogeografische populaties van deze soorten. Uit het MER van Windpark Q4 West blijkt dat op basis van de dichtheden uit scheepstellingen (Leopold *et al.* 2011) een jaarlijks maximaal aantal slachtoffers van 595 (70xV112, route 2) vogels valt door Q4-West. Op basis van de fluxen op OWEZ (Krijgsveld *et al.* 2011) valt een jaarlijks maximaal aantal slachtoffers van 2.443 (70xV112, route 2) vogels door Q4-West. Het grote verschil tussen beide bronnen zit hem in de onderschatting van het aantal nachtelijke trekvogels (voornamelijk zangvogels) die gebruik maken van het gebied in de scheepstellingen maar die wel naar voren komen in de fluxen op OWEZ. Voor zeevogels geven beide bronnen vergelijkbare aantallen slachtoffers zoals blijkt uit het MER. Deze aantallen slachtoffers zijn de totalen van alle vogelsoorten samen. Hoewel dit grote aantallen slachtoffers lijken staan deze aantallen in geen verhouding tot natuurlijke sterfte die bestaat in de biogeografische populaties van deze soorten en het effect van de additionele sterfte als gevolg van windpark Q4 West zal op populatieniveau nihil zijn. Dit bleek ook uit eerdere MER's en PB's, die voor windparken gemaakt zijn, zoals bijvoorbeeld voor het nabijgelegen park Q4 equivalent aan de hierboven beschreven trekvogels. Aangezien er geen belangrijke effecten op populatieniveau worden verwacht en het beïnvloedingsgebied minimaal is ten opzichte van het leefgebied, worden significant negatieve effecten op deze soorten uitgesloten. Deze soorten zullen dan ook niet verder in beschouwing genomen worden in deze Passende Beoordeling.

De ambitie van de overheid is om in 2020 6000 MW capaciteit aan windparken op het Nederlands deel van de Noordzee te hebben gerealiseerd. Hiervoor zijn al verschillende parken gebouwd of in aanbouw en zijn vergunning afgegeven voor parken momenteel tot een opgetelde capaciteit van 3.283 MW. De realisatie van deze parken is een reëel scenario in de nabije toekomst. Deze windparken hebben allemaal vergelijkbare effecten op niet-broedvogels

als windpark Q4 West. En hoewel in deze Passende Beoordeling niet-broedvogels en trekvogels niet verder worden behandeld door het verwaarloosbare aandeel dat de additionele sterfte door windparken uitmaakt van de totale jaarlijkse sterfte kan dit in cumulatie anders uitpakken. Hierdoor zullen de niet-broedvogels en trekvogels wel weer aan bod komen in het hoofdstuk cumulatie.

4.3.2 Broedvogels

Onder broedvogels worden die vogels verstaan die als broedvogel zijn beschermd in Natura 2000-gebieden en die tijdens het foerageren het gebied van het windpark kunnen bereiken en gebruiken. Kolonievogels kunnen negatief beïnvloed worden door aanvaringen met de windturbines, habitatverlies en barrièrewerking tijdens het foerageren. In dat kader heeft Q4 West dus alleen effect op vogels uit kolonies die zich voldoende nabij het plangebied bevinden en tijdens het foerageren in aanraking met het windpark kunnen komen. Hierbij gaat het dan om de indirecte effecten van het windpark op broedende vogels uit de Natura 2000-gebieden.

Tabel 4.6 geeft een overzicht van zeevogels die als broedvogel in Natura 2000-gebieden rondom de Noordzee zijn beschermd en die op de Noordzee foerageren. De gemiddelde maximale foerageerafstand vanuit de broedlocatie voor relevante Natura 2000-gebieden is weergegeven. Alleen voor kleine mantelmeeuwen geldt dat zij tijdens het foerageren in het broedseizoen potentieel in aanraking kunnen komen met het windpark Q4 West. Voor deze soort blijkt dat alleen vogels van Texel Q4 West kunnen gebruiken. Kleine mantelmeeuwen van Vlieland gebruiken het zeegebied ten noorden van de broedkolonies (Camphuysen 2011, zie MER) en zullen geen gebruik maken van Q4 West.

In de oorspronkelijke Passende Beoordelingen van de Ronde 2 windparken werd ook nog aangenomen dat jan-van-genten vanuit Engelse Natura 2000-gebieden de windparklocaties voor de Nederlandse kust konden bereiken maar uit recent onderzoek blijkt dit niet waarschijnlijk is (zie kader 4.2). Mogelijk ligt de locatie wel binnen bereik van aalscholvers uit Natura 2000-gebieden, maar de gevolgen voor deze soort zijn minimaal (zie Kader 4.1). Voor de overige soorten worden significant negatieve effecten tijdens het foerageren uitgesloten, omdat hun foerageerranges hiervoor te klein zijn.

Tabel 4.6: Overzicht van zeevogels die als broedvogel beschermd zijn in Natura 2000-gebieden rondom de Noordzee. Voor alle soorten is de gemiddelde maximale foerageerafstand vanaf de broedlocatie weergegeven.

Soort	Gemiddelde maximale foerageerafstand vanaf de broedlocatie (km)	Kolonies in Natura 2000-gebieden binnen foerageerafstand van Q4 West
noordse stormvogel ¹	245	
aalscholver	30*/70*	Zw.water & Pettermerduinen
kleine mantelmeeuw	80**	Duinen en Lage Land Texel
jan-van-gent	310***	Helgoland
grote stern ²	40	-
dwergstern	3	-
visdief	10	-
noordse stern	10	-
drieteenmeeuw ³	60	-

* In eerdere Passende Beoordelingen voor offshore windmolenparken is voor aalscholver een foerageerafstand tot 70 km aangehouden vanaf de kolonie gebaseerd op gegevens uit het IJsselmeer (Van Dam, 1995). Echter voor aalscholvers op zee wordt een kleinere foerageerafstand verwacht van ongeveer 20 km (Van der Hut, 2007). De laatstgenoemde afstand wordt bevestigd door recent onderzoek met GPS-loggers in de Voordelta. Uit dit onderzoek blijkt een maximale foerageerafstand van 28 km van de broedkolonie (Fijn *et al.*, in prep). Aalscholvers uit het Zwanenwater & Pettemerduinen broeden op ~35 km van Q4 West en kunnen dus in potentie Q4 West bereiken. Echter de relatie tussen aalscholvers en offshore wind turbines is niet zoals die voor andere vogels en effecten van aanvaringen en verstoring moeten op een andere manier bepaald worden. Meer informatie hierover is te vinden in kader 4.1 I.

** In eerdere Passende Beoordelingen voor offshore windmolenparken is voor kleine mantelmeeuw een foerageerafstand tot 100 km aangehouden vanaf de kolonie. Op basis van onderzoek met GPS-loggers naar de verspreiding van foeragerende kleine mantelmeeuwen op Texel (Camphuysen 2011 in Dirksen *et al.* 2012) is een gedetailleerd overzicht beschikbaar van de foerageeractiviteit op de Noordzee. Hieruit blijkt een gemiddeld maximale foerageerafstand van 80 kilometer. Het plangebied rond Q4 West ligt binnen deze foerageerafstand.

*** In eerdere Passende Beoordelingen voor offshore windmolenparken is voor jan-van-gent een foerageerafstand tot 500 km aangehouden vanaf de kolonie. Op basis van verder onderzoek met GPS-loggers naar de verspreiding van foeragerende jan-van-genten in de UK is meer informatie beschikbaar over foerageervluchten van jan-van-genten. Hieruit blijkt een gemiddeld maximale foerageerafstand van 308 kilometer. Het plangebied rond Q4 West ligt buiten deze foerageerafstand. Meer informatie hierover in kader 4.2.

1 Hamer *et al.* 1997

2 Garthe & Flore, 2007; Fijn *et al.* in press. Data uit de Voordelta.

3 Kotzerka *et al.* 2010

Kader 4.1 Aalscholvers in Natura 2000-gebieden

Uit tabel 4.6 blijkt dat aalscholvers uit het Natura 2000-gebied Zwanenwater & Pettemerduinen (ca. 35 km van Q4 West) mogelijk het windpark zouden kunnen bereiken tijdens foerageervluchten. Uit verschillend recente bevindingen blijkt echter dat de aalscholver op geheel eigen wijze reageert op windparken op zee. Vandaar dat de soort in dit kader in meer detail wordt uitgewerkt.

In het Zwanenwater & Pettemerduinen bevindt zich een aalscholverkolonie waarvan de vogels potentieel Q4 West kunnen bereiken. De vogels in deze kolonie halen namelijk ca. driekwart van hun voedsel (tijdens het broedseizoen; data IMARES) uit zee en hun foerageerrange is in dezelfde orde grootte als de afstand van het park tot de kolonie. Waarnemingen op zee laten zien (Leopold et al, 2004 en vervolgwaarnemingen) dat deze aalscholvers over een groot gebied verspreid op zee foerageren. Hierbij zijn een aantal duidelijke hotspots zichtbaar: de omgeving van de Razende Bol bij Den Helder waar hun foerageergedrag suggereert dat ze op scholende vissen jagen; achter viskotters en in en rond de windparken OWEZ en PAWP en een belendend gasproductieplatform. Relatief grote aantallen vogels vliegen 's morgens en in de loop van de dag, gericht vanuit de kolonie naar de windparken, waar ze (een deel van) de dag rustend en foeragerend doorbrengen. Grote aantallen (in de zomer van 2008 oplopend tot ruim 200) rusten op de meteo-mast van OWEZ, het transformatorplatform in PAWP en op de terrassen van de turbinepalen. Ze gebruiken deze locaties als uitrustplek en opstap (offshore stepping stone) om te foerageren in deze gebieden. Aalscholvers moeten na het duiken hun veren laten drogen, de rustmogelijkheden stellen hen in staat om verder de zee op te gaan.

Waarnemingen in OWEZ suggereren dat aalscholvers zonder zichtbare problemen tussen de turbines door laveren en zowel binnen als buiten het park foerageren (pers. obs. M. Leopold, R. Fijn). 's Nachts vertonen ze geen vliegactiviteit en bij harde wind (waarnemingen tot windkracht 8) vliegen de vogels gewoonlijk op lage hoogte, onder de rotorhoogte van windturbines (pers. mededeling M. Leopold). Aanvaringskansen in deze situatie zijn onbekend, maar gelet op de terreinkennis van de vogels, hun dagactieve gedrag en hun laagvliegen bij harde wind, vermoedelijk zeer laag.

Sinds ongeveer 2001 zijn de aantallen Aalscholvers in het Zwanenwater & Pettemerduinen min of meer stabiel, met fluctuaties tussen 740 en 1000 paren. De bouw en ingebruikname van OWEZ en PAWP heeft hieraan niets veranderd, sinds 2005 lijkt de koloniegrootte zelfs toegenomen van 740 tot 1000 paar in 2008 (pers. comm. Marcel Haas, Beheerder Zwanenwater & Pettemerduinen).

Veerkracht van de Aalscholverpopulatie

In het verleden heeft een rigoureuze onttrekking van ca. 13.400 vogels (ruim 3.000 vogels per jaar, zowel kuikens als subadulten en adulten) in de kolonie van Wanneperveen tussen 1941 en 1944 geen effect gehad op het aantal broedparen, dat zowel voor deze jacht in 1940 als enkele jaren erna in 1950 ca. 2.000 paren bedroeg (Veldkamp 1986). Bregnballe et al (1997) hebben de veerkracht van de aalscholverpopulatie uitgerekend met behulp van een modelstudie. Zij berekenden dat, om de min of meer stabiele Europese populatie op termijn met 15% te reduceren, een jaarlijkse onttrekking van ca. 60.000 vogels nodig is. Momenteel wordt het jaarlijkse Europese afschot geschat op ca. 50.000 Aalscholvers (ruim 10% van de populatie van ca. 450.000 vogels), zonder duidelijk effect op de populatieomvang (Gerdeaux 2005).

Gezien het gerichte gebruik van windparken op zee, de veerkracht van de aalscholverpopulatie en de stabilisatie van de grootte van de meest beïnvloede aalscholverkolonie, worden significante negatieve effecten op de aalscholver uitgesloten. In deze Passende Beoordeling zal de aalscholver dan ook niet verder worden behandeld.

Kader 4.2 Jan van genten in Natura 2000-gebieden

In de oorspronkelijke Passende Beoordelingen voor de Ronde 2 offshore windparken werden ook effecten van additionele sterfte door windturbines in de Nederlandse Noordzee op jan-van-genten uit Engeland (Bass Rock, Bampton Cliff) en Duitsland (Helgoland) doorgerekend. Jan-van-genten hebben namelijk lange foerageertochten tijdens het broedseizoen van meer dan 1000 km per tocht en een maximale foerageerrange van 640 km is vastgesteld (e.g. Garthe et al. 2007, Hamer et al. 2007, Votier et al. 2010, Wanless 1984). Echter sinds het vervaardigen van de oorspronkelijke PB's is veel meer onderzoek gedaan naar de offshore verspreiding van jan van genten met behulp van telemetrie gegevens (satellietzenders en GPS loggers). Hieruit blijkt dat de foerageerafstand van de kolonie van jan van genten veel kleiner is dan werd aangenomen.

Tijdens een foerageertocht kunnen jan-van-genten zeer lange afstanden afleggen door hun hoge vliegsnelheid, energie-zuinige vliegwijze en lange tripduur. Wel is het zo dat de maximale afstand tot de kolonie daarmee niet automatisch ook heel erg groot is. Gebaseerd op maximale vliegsnelheid en de duur van foerageertrips suggereerde Nelson (1978) een foerageerrange van 320 – 480 km voor broedende jan-van-genten, echter door Hamer et al. (2000, 2001, 2006) werd aangetoond dat de gemiddelde vliegsnelheid van jan-van-genten tijdens een foerageervlucht veel lager is dan wat ze potentieel kunnen behalen. Als gevolg hiervan zijn ook hun foerageerranges een stuk kleiner. Gebaseerd op de gemiddelde vliegsnelheid van jan-van-genten en de gemiddelde tripduur werden gemiddelde foerageerranges berekend door BirdLife International (2000) voor Bampton Cliffs (40 km met 90% binnen de 91 km, gebaseerd op gegevens van Nelson 1978), Bass Rock (70 km met 95% binnen de 135 km, gebaseerd op gegevens van Nelson 1978), Ailsa Craig (87,5 km met 85% binnen de 135 km), St. Kilda (148 km met een maximum van 170 km, gebaseerd op Wanless 1981) and Hermaness (92 km met een maximum van 190 km, gebaseerd op Garthe et al. 1999).

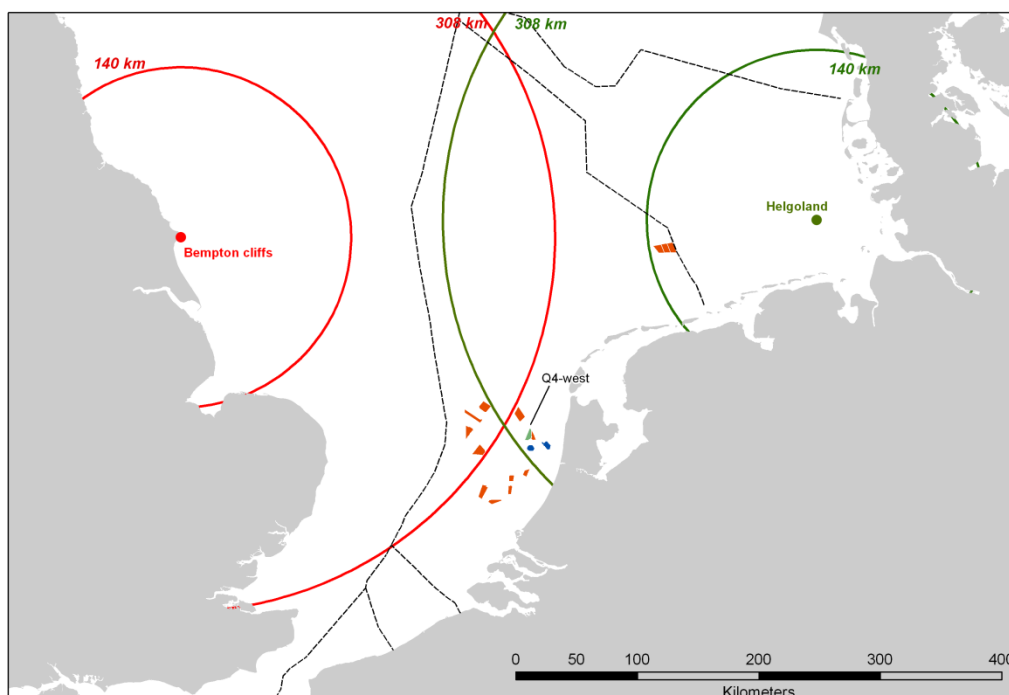
In enkele meer recente studies is in detail gekeken naar foerageerranges van jan-van-genten met behulp van satellietzenders en GPS loggers. Op Bass Rock bleken jan-van-genten een foerageerrange van 155 ± 65.3 km (range 68-276 km) te hebben (Hamer et al. 2009), terwijl in een andere studie op Bass Rock de gemiddelde foerageerrange van jan-van-genten 232 ± 95 km (range 39 – 540 km) bedroegen (Hamer et al. 2000, 2001, 2006). Vogels uit de Ierse kolonie van Great Saltee foerageerden nog veel dichterbij de kolonie met een gemiddelde foerageerrange van 89 ± 49 km (14 – 293 km) (Hamer et al. 2001, 2006). Jan-van-genten uit de kolonie van Rouzic, Frankrijk hadden een gemiddelde foerageerrange van 100 km (range: 40 – 176) buiten kolonie (Gremillet et al. 2006). In het geval van windpark Q4 West is de kolonie jan-van-genten van Bampton Cliffs van groot belang, aangezien de vogels uit deze kolonie oorspronkelijk werden geacht om de Nederlandse offshore windparken te bereiken. Uit een studie met GPS loggers op 14 jan-van-genten uit deze kolonie bleek dat de gemiddelde foerageerrange $63,6 \pm 8,9$ km (range 8 – 308 km) bedroeg (Langston & Boggio 2011).

Naast deze nieuwe gegevens over de foerageer range van Jan-van-genten is het ook zo dat de foerageerafstand van jan-van-genten evenredig is met de grootte van een kolonie (Lewis et al. 2001). Aangezien zowel Bampton Cliffs (2552 paar) als Helgoland (222 paar) relatief kleine kolonies zijn worden ook geen grote foerageerafstanden verwacht voor deze vogels en zullen tochten tot aan de Nederlandse kust een uitzondering vormen. Op basis van deze theorie is dus ook te verwachten dat de foerageerrange van de vogels uit de kolonie op Helgoland nog lager zullen zijn dan die van Bampton Cliffs door de kleinere koloniegrootte.

Vervolg - Kader 4.2 Jan van genten in Natura 2000-gebieden

Naar aanleiding van een review van verschillende GPS studies wordt momenteel een gemiddelde maximum foerageerafstand van 308 km (95% van de vogels binnen deze afstand) aangehouden en een gemiddelde foerageerafstand van 140 km van de kolonie (Lascelles, 2012). Dit zijn waarden die werden gemeten in de kolonie van Bempton Cliffs. Uitgezet op een kaart (fig x) blijkt dat windpark Q4 West daarmee buiten bereik van de kolonie van Bempton Cliffs (~335 km) ligt. Daarom wordt in deze Passende Beoordeling niet verder ingegaan op de populaties jan-van-genten van deze kolonie. Als dezelfde maximale foerageerafstand voor de kolonie op Helgoland wordt aangehouden dan ligt Q4 West net binnen deze range. En hoewel dit alleen in een rechte lijn (door de Waddenzee) het geval is en daarnaast de verwachting is dat de foerageerrange op Helgoland kleiner is dan bij Bempton Cliffs, zal in deze Passende Beoordeling wel het effect op jan van genten van Helgoland worden bepaald.

Figuur 4.1 Gemiddelde foerageerafstand (140 km) en maximale foerageerafstand (308 km) van jan-van-genten van Bempton Cliffs en Helgoland in relatie tot windpark Q4 West.



Barrièrewerking

Kleine mantelmeeuwen leggen tijdens foerageertrips veel grotere afstanden af dan twee maal de rechte lijn tussen de kolonie en het verste punt (gegevens op www.sovon.nl, informatie voordracht C.J. Camphuysen 28-11-2008 te Nijmegen). Los van de discussie over ontwijken van windparken dan wel individuele windturbines in het windparkgebied, betekent dit dat het eventueel uitwijken voor windturbines, hetgeen een extra te vliegen afstand in de ordegrootte van maximaal enkele kilometers oplevert, niet als effect gezien kan worden dat voor deze soort van betekenis is. Voor de jan-van-gent geldt dat deze honderden kilometers moeten vliegen om het park te bereiken. Indien er enkele kilometers omgevlogen wordt om het park te vermijden, wordt dit niet gezien als een wezenlijk significant effect. Dit is dan ook niet gekwantificeerd.

Verminderd voedselaanbod

In paragraaf 4.2.1 is vermeld dat de voorgenomen activiteit kan leiden tot een verminderde aanvoer van vislarven voor kolonievogels in Natura 2000-gebieden. In paragraaf 6.2 worden effecten op vislarven en de doorvertaling van een verminderde aanvoer van vislarven op kolonievogels behandeld.

4.4 Zeezoogdieren

Zeezoogdieren kunnen zowel tijdens de aanlegfase als de exploitatie- en verwijderingsfase effecten ondervinden van het windpark. Onderwatergeluid kan leiden tot verstoring, tijdelijke of permanente gehoorbeschadiging (alleen tijdens aanleg), habitatverlies en barrièrewerking. Tijdens de aanleg kunnen de effecten van geluid mogelijk aanzienlijk zijn. De verstoring is echter tijdelijk. Tijdens de exploitatiefase is het onderwatergeluid beperkt, maar wel van langdurige aard. De zeezoogdieren waarvoor instandhoudingsdoelstellingen zijn geformuleerd in Natura 2000-gebieden en die in het plangebied voorkomen zijn bruinvis, grijze zeehond en gewone zeehond. In deze Passende Beoordeling wordt dan ook uitsluitend met deze zeezoogdieren rekening gehouden.

4.5 Vislarven

Door de hoge geluidsdruk bij de heilwerkzaamheden in de aanlegfase kunnen vislarven binnen een zekere straal rondom de heilpaal sterven, wat na verloop van tijd kan leiden tot een verminderde aanvoer van larven en juvenielen van belangrijke prooivissen voor beschermde visetende vogels en zeezoogdieren in Natura 2000-gebieden. Dit kan leiden tot een verminderd broedsucces van in Natura 2000-gebieden beschermde vogels en tot aantasting van de populatiefitness van in Natura 2000-gebieden beschermde zeezoogdieren.

In de kernopgaven voor de Waddenzee staat dat het gebied tevens dient als 'kraamkamer' voor vis. Een verminderde aanvoer van vislarven naar de Waddenzee kan geïnterpreteerd worden als een mogelijk risico op aantasting van deze kernopgave. In de Passende Beoordeling voor de Tweede Maasvlakte heeft dit argument geleid tot een analyse van de vislarvenaankomst naar de Waddenzee. Ook in de voorliggende PB zal dit aspect worden meegenomen.

4.6 Natura 2000-gebieden

Deze PB richt zich op mogelijke effecten van aanleg van Q4 West op Natura 2000-gebieden langs de Nederlandse kust (Figuur 4.2 en Figuur 4.3) en in het buitenland. Er kan onderscheid gemaakt worden in directe effecten en indirecte effecten (externe werking).

4.6.1 Directe Effecten op Habitattypen

Veel Natura 2000-gebieden bevatten uitsluitend habitattypen die op het land voorkomen. Deze habitattypen zijn in het kader van deze PB niet van belang, omdat ze niet worden aangetast door plaatsing van een windpark op zee. Sommige gebieden bevatten echter habitattypen op zee of in getijdengebied, waar het onderwatergeluid mogelijk tot verstoring en dus een afname van de kwaliteit van het habitat kan leiden.

Tabel 4.7 geeft een overzicht van habitattypen en kernopgaven van de Natura 2000-gebieden die directe effecten van onderwatergeluid kunnen ondervinden. In het kader van deze PB zal alleen rekening gehouden worden met de habitattypen H1110 (Permanent overstroomde

zandbanken) H1130 (Estuaria) en H1140 (Slik- en zandplaten). De overige habitattypen in Tabel 4.7 **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.** staan een zeer beperkt deel van de tijd onder water en het onderwatergeluid heeft geen direct effect op de behoud- en hersteldoelstellingen. Significante negatieve directe effecten op de doelstellingen behorende bij deze Natura 2000-gebieden en bijbehorende kernopgaven en habitattypen worden dan ook uitgesloten.

Tabel 4.7 Natura 2000gebieden in de Nederlandse kustzone met habitattypen die (soms) in open contact staan met de Noordzee en waar directe effecten kunnen optreden.

Natura 2000-gebieden	Kernopgaven	Beschermd habitattypen	Instandhoudingsdoelen*	
			Opp.	Kwal.
Noordzee-kustzone	1.01 Behoud zee-ecosysteem met permanent overstroomde zandbanken (Noordzee-kustzone) H110_B, als habitat voor zwarte zee-eend A065, roodkeelduiker A001, topper A062 en eider A063, met bodems van verschillende ouderdom en meer natuurlijke opbouw van vispopulaties. 1.02 Verbetering kwaliteit leefgebied zeezoogdieren. 1.11 Behoud slikken en platen voor rustende en foeragerende niet-broedvogels zoals voor bonte strandloper A149, rosse grutto A157, scholekster A130, kanoet A143, 1.13 Behoud ongestoorde rustplaatsen en optimaal voortplantingshabitat (waaronder embryonale duinen H2110) voor bontbekplevier A137, strandplevier A138, kluut A132,	H1110B Permanent overstroomde zandbanken H1140B Slik- en zandplaten (Noordzee-kustzone) H1310A Zilte pionierbegroeiingen H1330A Schorren en zilte graslanden	=	>
Vlakte van de Raan**	<i>1.01 Behoud zee-ecosysteem met permanent overstroomde zandbanken (Noordzee-kustzone) H110_B, als habitat voor zwarte zee-eend A065, roodkeelduiker A001, topper A062 en eider A063, met bodems van verschillende ouderdom en meer natuurlijke opbouw van vispopulaties</i>	H110B Permanent overstroomde zandbanken	=	=
Klaverbank***	<i>Van dit habitatype is op dit moment nog geen profielfdocument vastgesteld</i>	H1170 Riffen op open zee	?	?
Doggerbank**	<i>1.01 Behoud zee-ecosysteem met permanent overstroomde zandbanken (Noordzee-kustzone) H110_B, als habitat voor zwarte zee-eend A065, roodkeelduiker A001, topper A062 en eider A063, met bodems van verschillende ouderdom en meer natuurlijke opbouw van vispopulaties</i>	H1110C Permanent overstroomde zandbanken (Offshore)	?	?
Voordelta	1.01 Behoud zee-ecosysteem met permanent overstroomde zandbanken (Noordzee-kustzone) H110_B, als habitat voor zwarte zee-	H110B Permanent overstroomde	=	=

Natura 2000-gebieden	Kernopgaven	Beschermde habitattypen	Instandhoudingsdoelen*	
	eend A065, roodkeelduiker A001, topper A062 en eider A063, met bodems van verschillende ouderdom en meer natuurlijke opbouw van vispopulaties. 1.06 Herstel zout invloed in Haringvliet, vooral voor trekvis, zoals zeepril H1095, elft H1102 en zalm H1106, en mede voor brakke variant van ruigten en zomen (harig wilgenroosje) H6430_B en schorren en zilte graslanden (buitendijks) H1330_A.	zandbanken H1140 Droogvallende slik- en zandplaten H1310A+B Zilte pionierbegroeiing H1320 Schorren met slijgrasvegetatie	=	=
Oosterschelde	1.11 Behoud slikken en platen voor rustende en foeragerende niet-broedvogels zoals voor bonte strandloper A149, rosse grutto A157, scholekster A130, kanoet A143, steenloper A169 en eider A063 en rustgebieden voor gewone zeehond H1365 en grijze zeehond H1364. 1.13 Behoud ongestoorde rustplaatsen en optimaal voortplantingshabitat (waaronder embryonale duinen H2110) voor bontbekplevier A137, strandplevier A138, kluut A132, grote stern A191 en dwergstern A195, visdief A193 en grijze zeehond H1364. 1.16 Behoud (Waddenzee) en herstel (Delta) van schorren en zilte graslanden (buitendijks) H1330_A met alle successiestadia, zoet-zout overgangen, verscheidenheid in substraat en getijregime en mede als hoogwatervluchtplaats	H1160 Grote Baaien H1310A Zilte pionierbegroeiing H1320 Slijkgrasvelden H1330A Schorren en zilte graslanden	=	>
Westerschelde & Ssaefinghe	1.05 Verbetering kwaliteit estuaria H1130 Westerschelde (ruimte. verhouding tussen deelsystemen/laag productieve en hoog productieve onderdelen) en behoud kwaliteit Eems-Dollard. 1.16 Behoud (Waddenzee) en herstel (Delta) van schorren en zilte graslanden (buitendijks) H1330_A met alle successiestadia, zoet-zout overgangen, verscheidenheid in substraat en getijregime en mede als hoogwatervluchtplaats.	H110B Permanent overstromde zandbanken H1130 Estuaria H1310 A+B Zilte pionierbegroeiingen H1320 Slijkgrasvelden H1330A Schorren en zilte graslanden	=	=
Waddenzee	1.03 Verbetering kwaliteit permanent overstromde zandbanken (getijdengebied) H110_A o.a. met biogene structuren met mossels. Tevens van belang als	H110A Permanent overstromde zandbanken	=	>

Natura 2000-gebieden	Kernopgaven	Beschermde habitattypen	Instandhoudingsdoelen*	
	leefgebied voor eider A063 en zwarte zeeëend A065 en als kraamkamer voor vis. 1.07 Herstel zoet-zout overgangen (bijvoorbeeld via spuiregime en vistrappen) i.h.b. visintrek Afsluitdijk, Westerwoldse Aa en Lauwersmeer/ Reitdiep in relatie tot Drentsche Aa (rivierprik H1099) 1.09 Behoud van verbinding met Schelde en Eems ten behoeve van paaifunctie voor fint H1103 in België en Duitsland. 1.11 Behoud slikken en platen voor rustende en foeragerende niet-broedvogels zoals voor bonte strandloper A149, rosse grutto A157, scholekster A130, kanoet A143, steenloper A169 en eider A063 en rustgebieden voor gewone zeehond H1365 en grijze zeehond H1364. 1.13 Behoud ongestoorde rustplaatsen en optimaal voortplantingshabitat (waaronder embryonale duinen H2110) voor bontbekplevier A137, strandplevier A138, kluut A132, grote stern A191 en dwergstern A195, visdief A193 en grijze zeehond H1364. 1.16 Behoud (Waddenzee) en herstel (Delta) van schorren en zilte graslanden (buitendijks) H1330_A met alle successiestadia, zoet-zout overgangen, verscheidenheid in substraat en getijregime en mede als hoogwatervluchtplaats.	(getijdengebied) H1140A Slik- en zandplaten (getijdengebied) H1310A+B Zilte pionierbegroeiingen (zeekraal) H1320 Slijkgrasvelden H1330A Schorren en zilte graslanden	=	>
			=	=
			=	=
			=	>

* Doelstelling voor oppervlakte en/of kwaliteit: behoud (=); uitbreiding (>); uitbreiding met behoud van de goed ontwikkelde locaties (= (>)); vermindering is toegestaan, ten gunste van met name genoemde habitatype of soort (<); achteruitgang ten gunste van ander habitatype of soort toegestaan (= (<))

** Voor dit Natura 2000-gebied zijn geen kernopgaven geformuleerd, mogelijk vanwege de status van het gebied (aangemeld of aangewezen). Voor deze gebieden zijn de kernopgaven naar analogie van de het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone gehanteerd.

*** Voor dit aangemelde Natura 2000-gebied zijn geen kernopgaven geformuleerd. Wel is bekend dat habitatype 1170 *Riffen op open zee* op de Klaverbank aanwezig is. De Klaverbank is het enige gebied op het Nederlands territoriaal gebied waar dit habitatype voorkomt.

De effecten van de aanleg en de aanwezigheid van windpark Q4 West kunnen verschillende Natura 2000-gebieden en habitattypen op verschillende manieren beïnvloeden. De directe werking van aanleg (heien en dus onderwatergeluid) heeft geen effect op de fysieke kenmerken van de bovengenoemde habitats. Dat betekent dat het onderwatergeluid dus geen invloed heeft op bijvoorbeeld de ligging en samenstelling van de zandbanken of slikken of pioniersvegetaties op schorren. Wel kan het invloed hebben op de functies van de habitats zoals omschreven onder de kernopgaven in bovenstaande tabel. Onderwatergeluid kan verstorend werken op zeezoogdieren, zoals in eerdere paragrafen uiteen gezet.

In deze PB wordt de invloed van de aanleg en aanwezigheid op habitattypen gedefinieerd als de effecten op de fysieke kenmerken van de habitats, de ecologische functies van de habitats worden behandeld bij de soorten waarvoor deze ecologische functie van toepassing is. Is er een effect op de functie voor zeehonden, dan zal deze bij de zeehonden worden behandeld. In deze PB is dit ingegeven met de insteek om de mogelijke effecten zoveel mogelijk op die plekken te behandelen waar het in de ingreep-effect keten op hun plek is.

Deze aanpak leidt er dus toe dat de directe effecten op habitattypen niet verder zullen worden behandeld in deze PB, omdat er geen effecten worden verwacht op deze habitattypen door de aanleg of aanwezigheid van het windpark Q4 West.

4.6.2 Indirecte effecten op Natura 2000-gebieden

Naast verstoring van habitattypen, kan de voorgenomen ingreep effect hebben op soorten die een directe relatie hebben met de instandhoudingsdoelstellingen van de Natura 2000-gebieden. Dit geldt ook voor in Natura 2000-gebieden beschermde broedvogels die beïnvloed worden door een afname van het voedselaanbod door vislarvensterfte. In Tabel 4.8 staat een overzicht van de Natura 2000-gebieden die mogelijk een negatief effect ondervinden door de externe werking van de voorgenomen ingreep.

Tabel 4.8 Natura 2000-gebieden met risico op negatieve effecten op instandhoudingsdoelstellingen door externe werking van de voorgenomen ingreep.

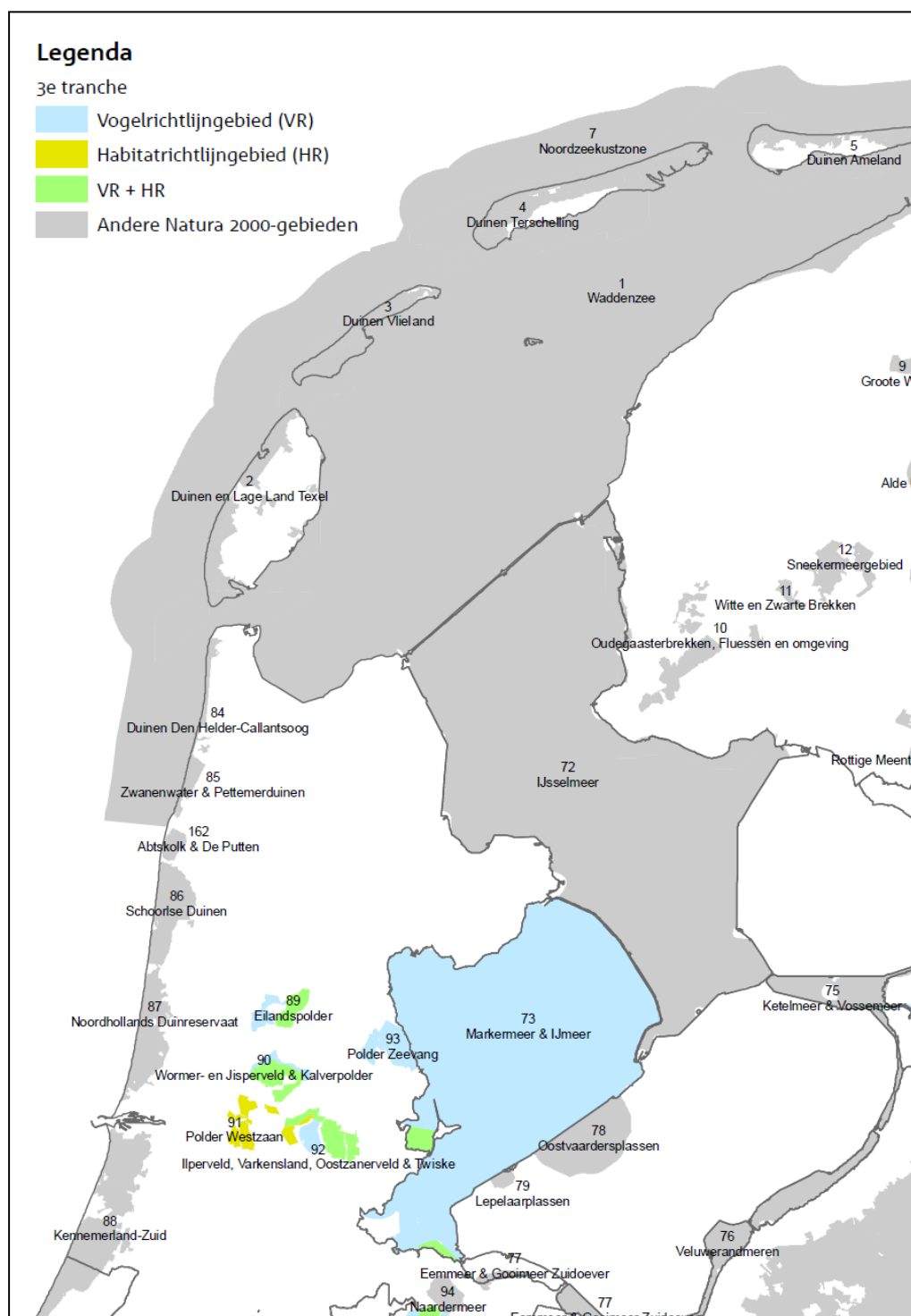
Natura 2000-gebied	Soort	Mogelijke effecten
Lauwersmeer	visetende vogels	Afname voedselaanbod door vislarvensterfte
Duinen Terschelling	visetende vogels	Afname voedselaanbod door vislarvensterfte
Duinen Vlieland	visetende vogels	Afname voedselaanbod door vislarvensterfte
Duinen Texel	kleine mantelmeeuw, visetende vogels	Aanvaringsrisico windturbines tijdens foerageren, afname voedselaanbod door vislarvensterfte
IJsselmeer	visetende vogels	Afname voedselaanbod door vislarvensterfte
Voorne's Duin	visetende vogels	Afname voedselaanbod door vislarvensterfte
Duinen Goeree & Kwade Hoek	visetende vogels	Afname voedselaanbod door vislarvensterfte
haringvliet	visetende vogels	Afname voedselaanbod door vislarvensterfte
Grevelingen	visetende vogels	Afname voedselaanbod door vislarvensterfte
Krammer-Volkerak	kleine mantelmeeuw, visetende vogels	Aanvaringsrisico windturbines tijdens foerageren, afname voedselaanbod door vislarvensterfte
Hollands Diep	visetende vogels	Afname voedselaanbod door vislarvensterfte
Veerse Meer	kleine mantelmeeuw, visetende vogels	Aanvaringsrisico windturbines tijdens foerageren, afname voedselaanbod door vislarvensterfte
Noordzeekustzone	bruinvis grijze zeehond gewone zeehond Vislarven visetende vogels	Risico op verstoring, verwonding of overlijden (vislarven) tijdens heiverkzaamheden, afname voedselaanbod door vislarvensterfte
Waddenzee	grijze zeehond gewone zeehond Vislarven	Risico op verstoring, verwonding of overlijden (vislarven) tijdens heiverkzaamheden, afname voedselaanbod door vislarvensterfte

Natura 2000-gebied	Soort	Mogelijke effecten
	visetende vogels	
Voordelta	grijze zeehond gewone zeehond visetende vogels	Risico op verstoring en/of verwonding tijdens heiwerkzaamheden, afname voedselaanbod door vislarvensterfte
Oosterschelde	gewone zeehond, visetende vogels	Risico op verstoring en/of verwonding tijdens heiwerkzaamheden, afname voedselaanbod door vislarvensterfte
Zoommeer	visetende vogels	Afname voedselaanbod door vislarvensterfte
Markiezaat	visetende vogels	Afname voedselaanbod door vislarvensterfte
Zwin & Kievittepolder	visetende vogels	Afname voedselaanbod door vislarvensterfte
Westerschelde & Saeftinghe	gewone zeehond, visetende vogels	Risico op verstoring en/of verwonding tijdens heiwerkzaamheden, afname voedselaanbod door vislarvensterfte
Klaverbank	bruinvis, grijze zeehond gewone zeehond.	Risico op verstoring en/of verwonding tijdens heiwerkzaamheden
Friese Front	Visetende vogels	Afname voedselaanbod door vislarvensterfte
Vlakte van de Raan	bruinvis grijze zeehond gewone zeehond	Risico op verstoring en/of verwonding tijdens heiwerkzaamheden
Doggersbank	bruinvis grijze zeehond gewone zeehond	Risico op verstoring en/of verwonding tijdens heiwerkzaamheden

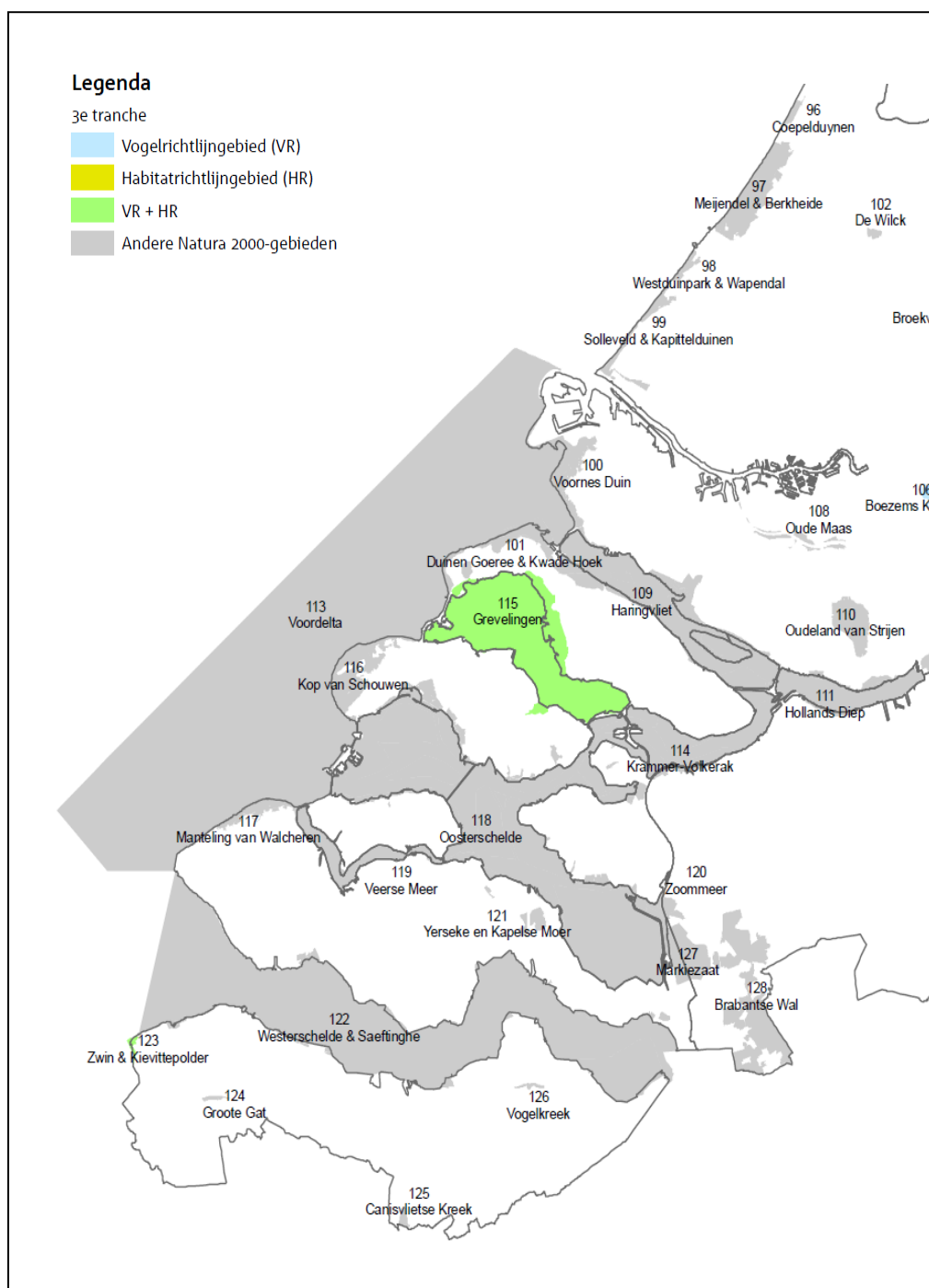
4.6.3 Buitenlandse Natura 2000-gebieden

Op buitenlandse Natura 2000-gebieden zijn geen directe effecten te verwachten. Zowel de Duitse, Britse, Franse als Belgische Natura 2000-gebieden bevinden zich op te grote afstand van het windpark om een direct effect te ondervinden.

Figuur 4.2 Natura 2000-gebieden in de Nederlandse Kustzone Deel 1: Noord-Nederland



Figuur 4.3 Natura 2000-gebieden in de Nederlandse kustzone. Deel 2: Zuidwest Nederland



5 HUIDIGE SITUATIE

5.1 Vogels

In paragraaf 4.3 zijn de relevante soorten vogels afgebakend waarvan de effecten van windpark Q4 West zullen worden beoordeeld in deze Passende Beoordeling. Hierin is geconcludeerd dat uitsluitend voor broedvogels mogelijk significante effecten te verwachten zijn op instandhoudingsdoelen van Natura 2000-gebieden. In de volgende paragraaf wordt nader ingegaan op de huidige situatie van deze soorten.

5.1.1 Broedvogels

Vanuit Nederlandse Natura 2000-gebieden is de locatie Q4 West alleen te bereiken voor kleine mantelmeeuwen uit het Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel. Daarnaast kunnen jan van genten vanaf Helgoland (Duitsland) het gebied bereiken. Tabel 5.1 geeft een overzicht van de broedkolonies die binnen het bereik van deze Passende Beoordeling vallen, inclusief de bijbehorende instandhoudingsdoelen en de huidige populatiegrootte. De instandhoudingsdoelen zijn afkomstig uit het aanwijzingsbesluit voor Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel. De huidige populatiegrootte is gebaseerd op de gemiddelden van de tellingen van 2007 – 2011 (SOVON/CBS, 2013). In 2010 broeden 15.338 paar kleine mantelmeeuwen binnen de grenzen van het Natura 2000-gebied.

Tabel 5.1 Huidige situatie broedvogels in Natura 2000-gebieden binnen het invloedsgebied van Q4 West.

Soort	Natura 2000-gebied	Instandhoudingsdoel (aantal broedparen)*	Huidige populatiegrootte (aantal broedparen)
Kleine mantelmeeuw	Duinen en Lage Land Texel	14.000	14.381**
Jan van gent	Helgoland	-	294***

*) behoud omvang en kwaliteit leefgebied met een draagkracht voor een populatie van genoemd aantal broedparen.

**) Gemiddelde van 2007 – 2011. SOVON/CBS 2013. Voor kleine mantelmeeuw ontbreken data voor de jaren 2008-2009 en 2011. In 2010 broedden 15.338 paar kleine mantelmeeuwen binnen het Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel.

***) Gebaseerd op Grave 2007, instandhoudingsdoelstelling voor Natura 2000-gebied Helgoland is niet gedefinieerd.

5.2 Zeezoogdieren

Zeezoogdieren die voorkomen binnen Natura 2000-gebieden (soorten van appendix I van de Habitatrichtlijn) en die kunnen voorkomen binnen de invloedssfeer van het windpark Q4 West zijn bruinvis en gewone en grijze zeehond (zie paragraaf 4.4).

In Bijlage 3 is achtergrondinformatie opgenomen over verspreiding van en aantallen bruinvissen en zeehonden. De nu volgende paragrafen behandelen de hoofdlijnen uit deze bijlage, voor zover die van belang zijn voor het begrip van effecten op populaties van deze soorten. Tabel 5.2 **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.** geeft een overzicht van de relevante Natura 2000-gebieden waar deze soorten voorkomen, inclusief de instandhoudingsdoelstellingen per soort per gebied.

Tabel 5.2 zeezoogdieren en Natura 2000-gebieden met bijbehorende instandhoudingsdoelen en de staat van instandhouding waar in het kader van deze PB rekening mee gehouden wordt

Soort	Natura 2000-gebied	Instandhoudings-doelstellingen	Staat van instandhouding
Bruinvis	Noordzeekustzone	Behoud omvang en verbetering kwaliteit leefgebied voor behoud populatie	matig ongunstig, streefbeeld van 25.000 exemplaren in Nederlandse wateren nog niet gehaald
	Vlakte van de Raan	Behoud omvang en verbetering kwaliteit leefgebied voor behoud populatie	matig ongunstig, streefbeeld van 25.000 exemplaren in Nederlandse wateren nog niet gehaald
Gewone zeehond	Waddenzee	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor uitbreiding populatie	gunstig
	Noordzeekustzone	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie	gunstig
	Voordelta	Behoud omvang en verbetering kwaliteit leefgebied voor uitbreiding populatie ten behoeve van een regionale populatie van ten minste 200 exemplaren in het Deltagebied	gunstig maar met de kanttekening dat de kleine populatie in het Deltagebied zichzelf niet in stand kan houden door een te laag geboortecijfer
	Vlakte van de Raan	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie	gebied heeft geen functie als voortplantingsgebied
	Oosterschelde	Behoud omvang en verbetering kwaliteit leefgebied voor uitbreiding populatie ten behoeve van een regionale populatie van ten minste 200 exemplaren in het Deltagebied	gunstig maar met de kanttekening dat de kleine populatie in het Deltagebied zichzelf niet in stand kan houden door een te laag geboortecijfer
	Westerschelde & Saeftinghe	Behoud omvang en verbetering kwaliteit leefgebied voor uitbreiding populatie ten behoeve van een regionale populatie van ten minste 200 exemplaren in het Deltagebied	gunstig maar met de kanttekening dat de kleine populatie in het Deltagebied zichzelf niet in stand kan houden door een te laag geboortecijfer
Grijze zeehond	Waddenzee	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie	matig ongunstig op leefgebied
	Noordzeekustzone	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie	matig ongunstig op leefgebied
	Voordelta	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie	matig ongunstig op leefgebied
	Vlakte van de Raan	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie	gebied heeft geen functie als voortplantingsgebied

5.2.1 Bruinvis

De bruinvis komt voor in de Atlantische kustzones van Europa, Noordwest-Afrika en Canada, de Pacifische kusten van Canada en Siberië en in de Zwarte Zee. De Bruinvis verblijft in zee en in ondiepe kustwateren. Recent zijn waarnemingen gedaan in de Oosterschelde (Camphuysen 1994, 2004). In de Noordzee komen momenteel tussen de 267.000 en 465.000 Bruinvissen voor (Hammond e.a., 1995; Hammond e.a., 2002). Op Europees niveau zijn twee tellingen internationaal gecoördineerd en uitgevoerd, de zogenaamde SCANS-surveys (Small Cetaceans Abundance in the North Sea). SCANS-II komt uit op circa 250.000 exemplaren voor de Noordzee. De populatie waar de bruinvissen in het Nederlands deel van de Noordzee deel van uitmaken (management unit South Western North Sea and Eastern Channel) is waarschijnlijk kleiner dan 180.000 dieren (Geelhoed e.a., 2011).

Recente berekeningen op basis van gecorrigeerde vliegtuigtellingen voor het NCP komen uit op circa 0.44 dieren/km² in juli, 0.51 in oktober/november en 1.44 in maart. Deze dichtheden komen overeen met totale aantallen bruinvissen van circa 26.000 in juli (95%-betrouwbaarheidsinterval: 14.000-54.000), circa 30.000 in oktober/november (16.000-59.000) en circa 86.000 in maart (49.000-165.000) in het gehele NCP (Geelhoed e.a., 2011).

Bruinvissen in plangebied Q4west

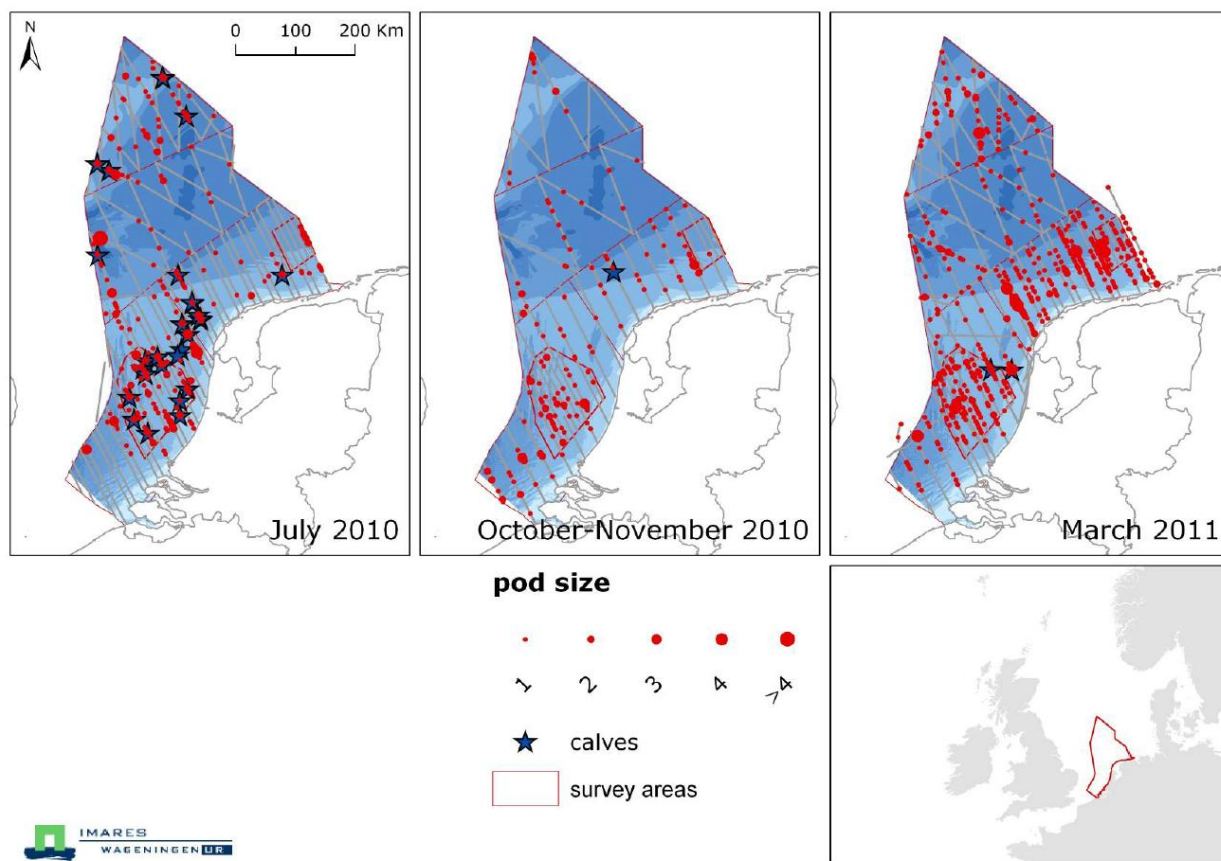
In het plangebied voor Q4-west zijn de dichtheden van bruinvissen in maart het hoogst. In juli zijn de dichtheden niet hoog, maar zijn wel moeders met kalfjes waargenomen. In oktober zijn de dichtheden iets lager dan in andere gebieden op het NCP. Onderstaande figuur 5-1 geeft een overzicht van de waargenomen bruinvissen tijdens vliegtuigtellingen in 2010 en 2011 (figuur 6 uit Geelhoed e.a. 2011).

Onderstaande Tabel 5.3 geeft een samenvatting van de geschatte dichtheden en aantallen in het deelgebied waar plangebied Q4-west binnenvalt (D, voor meer informatie: zie Geelhoed e.a., 2011) en de gemiddelden voor het hele NCP.

Tabel 5.3 Schattingen dichtheid en aantallen bruinvissen, binnen deelgebied D (waar Q4 West binnenvalt) en gemiddeld voor het NCP (informatie uit Geelhoed e.a. 2011).

periode	Dichtheid (aantal dieren/km ²) gebied 'D' (incl. Q4 West)	Dichtheid (aantal dieren/km ²) NCP	Aantal dieren gebied 'D' (incl. Q4 West)	Aantal dieren NCP
Juli 2010	0,484 (0,208-1,056)	0,438 (0,236-0,903)	10.098 (4.341-22.024)	25.998 (13.988-53.623)
Okt/nov 2010	0,398 (0,212 - 0,733)	0,505 (0,271-0,994)	8.304 (4.431 – 15.296)	29.963 (16.098-59.011)
Maart 2011	1,174 (0,658 - 2,389)	1,441 (0,803-2,786)	24.501 (13.726 – 49.833)	85.572 (49.324-165.443)

Figuur 5.1 Totale onderzoeksinspanning bij goede of gemiddelde zicht omstandigheden bij tenminste een kant van het vliegtuig (op en naast trackline) met alle waarnemingen van bruinvissen (inclusief navigator waarnemingen). Sterren geven waarnemingen met kalvfjes weer. (uit Geelhoed e.a., 2011)



Het is niet bekend in hoeverre er op de Noordzee sprake is van duidelijke migratiepatronen. De Nederlandse waarnemingen wijzen wel op terugkerende inshore/offshore bewegingen, zowel op lange termijn (seizoenen) als op de korte termijn (weken), maar de achterliggende oorzaken zijn onbekend.

5.2.2 Gewone zeehond

De gewone zeehond komt voor in de Noord-Atlantische en –Pacifische kustwateren. De zeehonden komen vooral voor dicht langs de kust en in delta's, waar zij bij eb op zandbanken of rotsen rusten en bij vloed foerageren in zee. De Gewone zeehond brengt de meeste tijd door in zee, om te foerageren, te paren, te migreren en soms zelfs om te slapen. Hij leeft vooral van aan de bodem gebonden vissen, waaronder veel soorten platvis. Om jongen te werpen (mei-juli), om te verharren (zomer) en om te rusten, gebruikt het dier in Nederland droogvallende platen

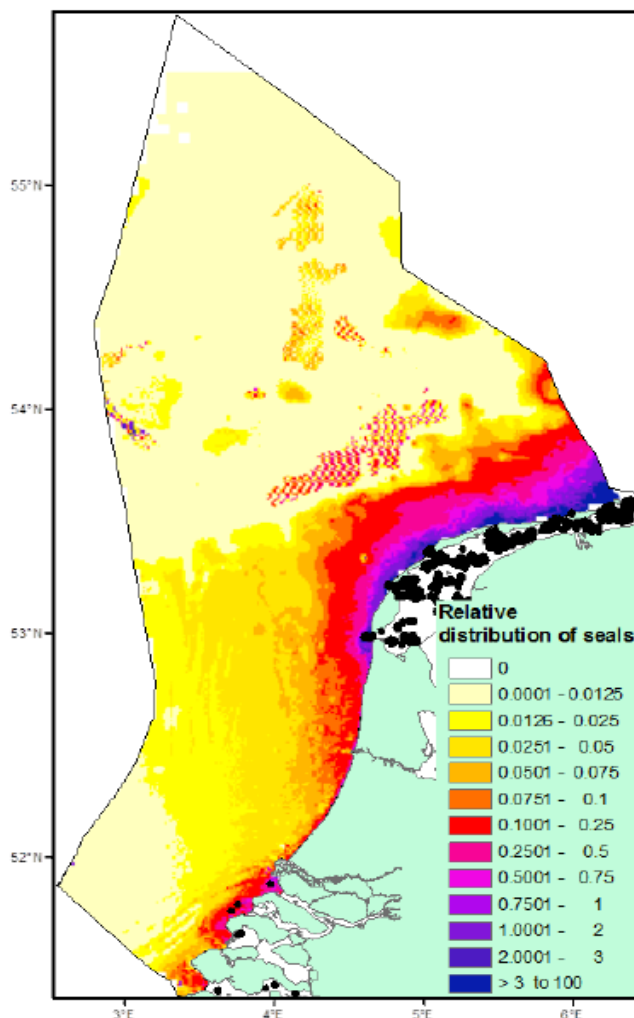
Van circa 17.000 individuen in de Nederlandse kustwateren in 1900, is een daling opgetreden tot circa 1.000 in de jaren '80, waarna weer een toename optrad tot circa 4.500 in de Nederlandse Waddenzee in 2002. Door een infectieziekte daalde het aantal zeehonden daarna tot circa 3.200 in 2002. Vliegtuigtellingen van gewone zeehonden geven aantallen van 2.300

dieren net na de virusuitbraak in 2002, tot 6.800 in 2012. In het Deltagebied werden in 2011 circa 250 gewone zeehonden geteld. Er worden daar echter weinig pups geboren en de mortaliteit is hoog. Omdat de lokale populatie desondanks toeneemt, treedt dus immigratie op vanuit andere populaties .

Op open zee is de concentratie van zeehonden zeer laag, al kunnen de dieren wel tot op 200 km van de kust worden aangetroffen. De dichtheden van zeehonden zijn het hoogst langs de kust, in de omgeving van de 'haul out' sites (Waddenzee en Voordelta). Ter plaatse van de locaties voor de windparken, die relatief ver op zee liggen, zijn de kansen om Gewone zeehonden waar te nemen relatief klein. Figuur 5-2 geeft een beeld van de voorspelde relatieve dichtheden van zeehonden aan de hand van een model gebaseerd op omgevingskenmerken en vliegtuigtellingen. In de maanden dat ze jongen krijgen en verharen, zullen ze met name in de buurt van de rustplaatsen verblijven.

De Noord-Hollandse kust wordt door gewone zeehonden uit de Waddenzee vermoedelijk gebruikt als uitwijkgebied in geval van koude winters. Hier worden vooral in de periode december-maart zeehonden gezien (Platteeuw e.a., 1994).

Figuur 5.2 Gemodelleerde voorspelling van relatieve zeehondendichtheid op basis van verschillende omgevingskenmerken in combinatie met vliegtuigtellingen (zwarte stippen zijn 'haul out sites') ⁴



5.2.3 Grijze zeehond

De Grijze zeehond komt sinds kort (circa 1980) weer voor in de Nederlandse kustwateren. Waarschijnlijk zijn zij in de Middeleeuwen door jacht uitgeroeid. In 2003 werden 1100 Grijze zeehonden geteld in de Waddenzee. In 2011 zijn er met vliegtuigtellingen 2388 geteld. In de Delta zijn de aantallen lager, maar ze worden hier in toenemende aantallen waargenomen. In 2010 zijn ruim 382 grijze zeehonden geteld. In het Deltagebied worden nauwelijks pups geboren en is de mortaliteit hoog. Er treedt dus immigratie op vanuit andere gebieden. De dieren maken regelmatig gebruik van droogvallende platen. Meestal verblijven ze echter in de kustzee waar ze foerageren op vis. Op grond van analyse van uitwerpselen is gevonden dat Grijze zeehonden in de kustzone met name verschillende demersale vissoorten eten, met name tong in de lente en bot in de herfst (Brasseur e.a. 2008). Voor de voortplanting (november-februari) en verharing (maart-april) is het dier afhankelijk van permanent droogliggende platen, stranden en duinen. De jongen kunnen na de geboorte niet meteen zwemmen. Grijze

⁴ Uit: Habitat preferences of harbour seals in the Dutch coastal area: analysis and estimate of effects of offshore wind farms, Sophie Brasseur et al, Rapport: OWEZ R 252 T1 20120130, 30-01-2012

zeehonden worden vooral in de zomer (juli-augustus) en winter (december-februari) langs de kust gezien. Ook aan Grijze zeehonden is onderzoek uitgevoerd met zenders. Tussen 2005 en 2008 zijn in totaal 29 grijze zeehonden voorzien van een zender. Deze gegevens laten zien dat grijze zeehonden langs de hele Nederlandse kustzone voorkomen, maar ook heel lange afstanden kunnen afleggen.

6 METHODOLOGIE EFFECTENANALYSE

In dit hoofdstuk worden de methoden beschreven die gehanteerd worden bij de bepaling van de effecten op soorten en Natura 2000-gebieden die in Hoofdstuk 4 zijn afgebakend. Achtereenvolgens wordt ingegaan op de methoden voor de inschatting van de effecten op vislarven, en de doorwerking van vislarvensterfte op vogels en zeezoogdieren.

6.1 Vislarven

In deze paragraaf wordt een beschrijving gegeven van het onderzoek naar de effecten van heien ten behoeve van de aanleg van windmolenparken op de aanvoer van vislarven naar de beschermde Natura 2000-gebieden Voordelta, Noordzeekustzone en Waddenzee. Het onderzoek is uitgevoerd op basis van de uitgangspunten die beschreven zijn in het Deltares rapport Z4513 (Development of a framework for appropriate assessments of Dutch offshore wind farms, Prins et al, 2008), met de aanpassingen zoals voorgesteld in de update van deze Handreiking (Boon 2012).

6.1.1 Inleiding: het vislarvenmodel

Het vislarvenmodel beschrijft het transport van vislarven vanaf hun paaipplaatsen in de zuidelijke Noordzee, inclusief het Kanaal naar verschillende deelgebieden van de Noordzee. Van belang voor deze passende beoordeling is vooral het transport naar de opgroeigebieden langs de Nederlandse kust en in de Waddenzee. Het model omvat formules voor het gedrag van de larven.

Als gevolg van het heien van turbinefundaties kan een zekere mate van sterfte worden gesimuleerd, hetgeen doorwerkt in een afname van de larvendichtheid gedurende de transportfase. In de paragraaf hieronder wordt het model in meer detail beschreven.

Het model is ontwikkeld door WL|Delft Hydraulics (nu: Deltares) en RIVO (nu: IMARES) voor toepassing in de studie naar de effecten van de aanleg van de Tweede Maasvlakte op de aanvoer van vislarven naar de Waddenzee. De toepassing in de huidige Passende Beoordeling maakt gebruik van de modelinstellingen die ontwikkeld zijn in de Maasvlakte-2 studie. In deze studie zijn modelresultaten vergeleken met veldgegevens en is een gevoeligheidsanalyse van het model uitgevoerd (zie Bolle et al, 2005 voor een uitgebreide beschrijving van het model). Een eerste toepassing van het model voor het berekenen van de effecten van de aanleg van offshore windmolenparken was de "Handreiking" die door Deltares is opgesteld (Prins et al, 2008).

6.1.2 Algemene beschrijving van het model

Het model beschrijft het hydrodynamisch transport van concentraties van eieren en larven in de zuidelijke Noordzee voor schol, tong en haring. De hydrodynamische modellering wordt uitgevoerd in Delft3D-Flow, en maakt gebruik van het ZUNOGROF grid (zie Prins et al, 2008). De grootte van de gridcellen varieert, afhankelijk van de locatie in de zuidelijke Noordzee. In het deel van het NCP voor de Hollandse kust is de grootte van de gridcellen ongeveer 5 bij 5 kilometer. Het model berekent het transport van eieren en larven vanaf specifieke gebieden die overeenkomen met de relevante paaigronden. De model run start met een vast aantal eieren op de paaigronden, wat overeenkomt met een gemiddeld beeld van de waargenomen eiproductie.

Het model bevat een aantal biologische processen, zoals groei in relatie tot watertemperatuur, en verschillende gedragsaspecten die afhangen van het stadium van ontwikkeling van de larven.

Gesimuleerde jaren

In de Maasvlakte-2 studie is gebleken dat er grote jaarlijkse verschillen zijn in de aantallen larven die in de Waddenzee aankomen. Die verschillen worden voornamelijk veroorzaakt door verschillen in hydrodynamisch transport tussen jaren. In de Maasvlakte-2 studie zijn modelberekeningen gedaan voor de jaren 1989 en 1996 t/m 2003. Op basis van de resultaten van die studie is voor de generieke rapportage over de effecten van de aanleg van windmolenparken (Prins et al, 2008) een selectie gemaakt van te simuleren jaren, namelijk:

- 1996: beperkt transport langs de Hollandse kust;
- 2000: gemiddeld transport langs de Hollandse kust, hoogste aanvoer naar de Waddenzee;
- 2002: snel transport langs de Hollandse kust.

Uit de generieke studie is gebleken dat de verschillen in hydrodynamisch transport tussen jaren leiden tot verschillen in aanvoer van larven van schol, tong en haring naar Voordelta, Hollandse kust en Waddengebied. Het effect verschilt per soort en per gebied.

De keuze voor deze 3 jaren is gemotiveerd vanuit de wens het hele bereik aan hydrodynamische omstandigheden te dekken.

Paaigebieden

In het model zijn twee paaigebieden van schol, die als relevant worden beschouwd voor de aanvoer van larven naar Voordelta, Noordzeekustzone en Waddenzee, gebruikt. Die gebieden zijn de paaigronden in de zuidelijke bocht van de Noordzee en de paaigronden in het oostelijk deel van de Engelse wateren in het Kanaal. Dit laatste gebied was in de eerder uitgevoerde generieke studie niet gebruikt maar is met name voor de Voordelta wel van belang.

Voor schol zijn ook de paaigronden bezuiden de Doggersbank belangrijk, met name voor de larvenaankomst naar de Duitse en Deense Waddenzee en kustwateren. Het hydrodynamisch transport in het noordelijk deel van het NCP wordt in het huidige model mogelijk niet goed gesimuleerd, zodat de resultaten voor die paailocatie en voor de Duitse en Deense gebieden mogelijk niet betrouwbaar zijn. In de praktijk betekent dit ook dat het huidige model niet geschikt is voor het berekenen van effecten van windmolenlocaties ten noorden van de Waddeneilanden; dit is hier gezien de ligging van Q4 West echter niet aan de orde.

Voor tong is het hele kustgebied van Frankrijk tot de Duitse/Deense Waddenzee in het model gebruikt als paaigrond. Voor haring is het "Downs" gebied in het oosten van het Engelse deel van het Kanaal van belang.

Periode van larventransport

Het model berekent het larventransport vanaf het moment van paai tot het moment dat de larven in de beschermde gebieden aankomen. Die periode verschilt per soort:

- schol: 15 december – 1 juni;
- tong: 1 maart – 1 juli;
- haring: 1 januari – 1 juni.

De gemodelleerde periode voor schol wijkt af van de periode gebruikt in de generieke studie (15 januari – 1 juni, Prins et al. 2008) . Dit hangt samen met het feit dat nu ook de paaigronden in het Kanaal zijn meegenomen in de modelberekening.

Gemodelleerde gedragsaspecten van vislarven

In het model is aangenomen dat eieren en vroege larvale stadia passief getransporteerd worden met de waterstroom. In de latere larvale en vroege juveniele stadia van schol is aangenomen dat de dieren selectief, getijdenafhankelijk, gedrag vertonen. Tijdens de vloedfase bevinden de dieren zich hoger in de waterkolom, terwijl ze zich tijdens de eb fase juist dicht bij de zeebodem bevinden. Dit transport resulteert in een versneld transport richting de kust en estuaria. Voor tong is minder duidelijk dat dit selectieve gedrag optreedt, en wordt daarom in het model voor alle stadia aangenomen dat het transport passief is. Haring vertoont een dagelijks verticaal migratiepatroon, dat toeneemt naarmate de larven groter worden. Dit patroon heeft echter slechts een gering effect op de transportsnelheid richting de kust.

Referentiescenario

De referentie in deze studie is gelijk aan het referentiescenario dat is gebruikt in de generieke studie en het T0 scenario dat is gebruikt in de Maasvlakte-2 studie. Er zijn drie verschillende jaren gemodelleerd zonder en met sterfte door heien. Zoals boven uiteengezet dekken deze het gehele spectrum aan hydrodynamische omstandigheden in de zuidelijke Noordzee.

6.1.3 Sterfte als gevolg van heien

Zoals in de generieke studie al aangegeven, is er een grote kennislacune op het gebied van de effecten van heien in zee op vislarven. Op grond van een aantal afwegingen (zie bijlage IX) is in de generieke studie de aanname gedaan dat er 100% sterfte optreedt onder vislarven tot op een afstand van 1000 meter van de heillocatie, uitgaand van de geluidsniveaus die optreden bij heien van de funderingen van windmolens op zee. In de generieke studie is een niveau van 183 dB re μPa als drempel gehanteerd voor schadelijke effecten. Het is afhankelijk van de bronsterkte bij het heien en de uitdoving tot op welke afstand van de heillocatie het geluidsniveau die drempelwaarde overschrijdt. Omdat er wetenschappelijke onzekerheid is over zowel de mate van uitdoving als de drempelniveaus voor sterfte, wordt in deze PB het effect van heien berekend uitgaande van 100% sterfte tot op een afstand van 1000 meter, analoog aan de generieke studie. Dit dient te worden beschouwd als worst-case scenario, de werkelijke sterfte zal naar alle waarschijnlijk lager liggen door een kleinere afstand waarop sterfte optreedt, en/of door een lager sterfte niveau dan 100% op de veronderstelde afstand (zie ook Bijlage IX).

Om meer inzicht te krijgen in de mogelijke effecten van het heien in zee op vislarven is een experimentele studie uitgevoerd op tonglarven (Bolle et al. 2011). Uit deze studie bleek dat onderwatergeluid zoals opgenomen tijdens het heien van het windpark Q7 (nu: Prinses Amalia Wind Park, PAWP, ter hoogte van IJmuiden) geen statistisch aantoonbare mortaliteit veroorzaakte van tonglarven. Vanwege de opzet van het experiment kunnen bepaalde effecten echter niet worden uitgesloten. Voor tong is daarom voorzichtigheidshalve een andere grenswaarde voor sterfte aangenomen: 100% sterfte tot 400 meter vanaf de bron en van 400 meter tot 1000 meter 14% sterfte. Voor de andere twee soorten is nog steeds een sterfte van 100% tot op 1000 meter afstand vanaf de bron aangenomen. In 2013 worden experimenten met deze soorten uitgevoerd om hier meer duidelijkheid over te krijgen.

De resultaten van het experiment op tonglarven kunnen eventueel gebruikt worden voor de aanname van sterfte van schollarven door onderwatergeluid, omdat zowel tong als schol platvissen zijn met een vergelijkbare ontwikkeling in de larvale en juveniele fase. Volwassen platvissen bezitten geen zwemblaas, maar in een kort stadium in de juveniele fase wordt wel een zwemblaas aangelegd, die daarna, bij de metamorfose naar de platte vorm weer verdwijnt. Het wordt algemeen aangenomen dat deze zwemblaas, vanwege de overgang van vloeistof naar gas, relatief gevoelig is voor hoge geluidsdruk. De extrapolatie van de resultaten van het experiment op tonglarven naar schollarven is daarom niet onlogisch. Echter, zoals aangegeven is de zwemblaas als vector voor de sterfte van vissen door onderwatergeluid voornamelijk een aanname. In dit document is daarom de aanname van 100% sterfte tot 1000 meter voor schol nog steeds gehandhaafd, maar voor de vergelijking is eveneens een run gedraaid voor schol met de verlaagde sterftekans van tonglarven.

Het model rekent met tijdstappen van 15 minuten. Die tijdstap is in het algemeen veel korter dan de verversingstijd van een waterkolom met een straal van 1000 meter. Ter illustratie: bij een stroomsnelheid van 1 m/s is minder dan de helft van de waterkolom ververscht. Er is daarom een getijdengemiddelde correctiefactor berekend op basis van de maximale gemodelleerde stroomsnelheid op de heillocatie.

In het model is de locatie van een windmolenpark aan 1 cel van het ZUNOGROF model grid toegekend. Het oppervlak van de gridcellen in het model is veel groter dan het oppervlak van het gebied waar door het heien sterfte optreedt. Omdat het model in elke tijdstap de concentratie in de hele gridcel opnieuw berekent, is een tweede correctiefactor toegepast om voor dit effect te corrigeren. Die correctiefactor is afgeleid van de verhouding tussen het oppervlak van de gridcel en het oppervlak waar sterfte optreedt. De optredende sterfte is omgerekend naar een getijdengemiddelde sterfte.

Het plangebied van Q4 is verdeeld over 2 vakken. Bij het runnen bestond dus de keuze om de heillocatie in het noordelijke deel of het zuidelijke deel te plaatsen. Uiteindelijk is voor tong en schol gekozen voor runs in beide vakken, om te zien wat het verschil is.

Frequentie en periode hei-activiteit

Er is uitgegaan van een scenario voor het heien dat gelijk is aan het Standaard scenario dat is toegepast in de generieke studie, d.w.z. een repeterende cyclus van 3 dagen, bestaande uit 2 opeenvolgende dagen 3 uur heien en daarna 1 dag zonder heien.

Als worst-case benadering is voor ieder park gerekend met een heiperiode die de gehele periode van de model run beslaat. Die periode van de model run is voor schol januari t/m mei, voor tong de periode maart t/m juni, en voor haring de periode januari t/m mei. Nu geldt voor de aanleg van windparken een in de respectievelijke vergunningen vastgelegd heiverbod in de eerste helft van het jaar (januari tot en met juni), waardoor bovenstaande ook vanuit dit opzicht als worst-case aangemerkt kan worden. Immers, in de maanden dat wordt geheid is de aanvoer lager. Bovendien is het de verwachting dat het heien van het windpark in 2 tot 3 maanden kan, waardoor de werkelijke invloedperiode beperkter is.

Analyse van de modelresultaten

De modelresultaten zijn geanalyseerd door het totaal aantal larven dat in een bepaald jaar in een beschermd gebied arriveert in het referentiescenario te vergelijken met het aantal larven in een modelberekening waarin sterfte als gevolg van heien is opgelegd. Het effect wordt uitgedrukt als de percentuele afname van het aantal larven dat een gebied bereikt wanneer er geheid wordt:

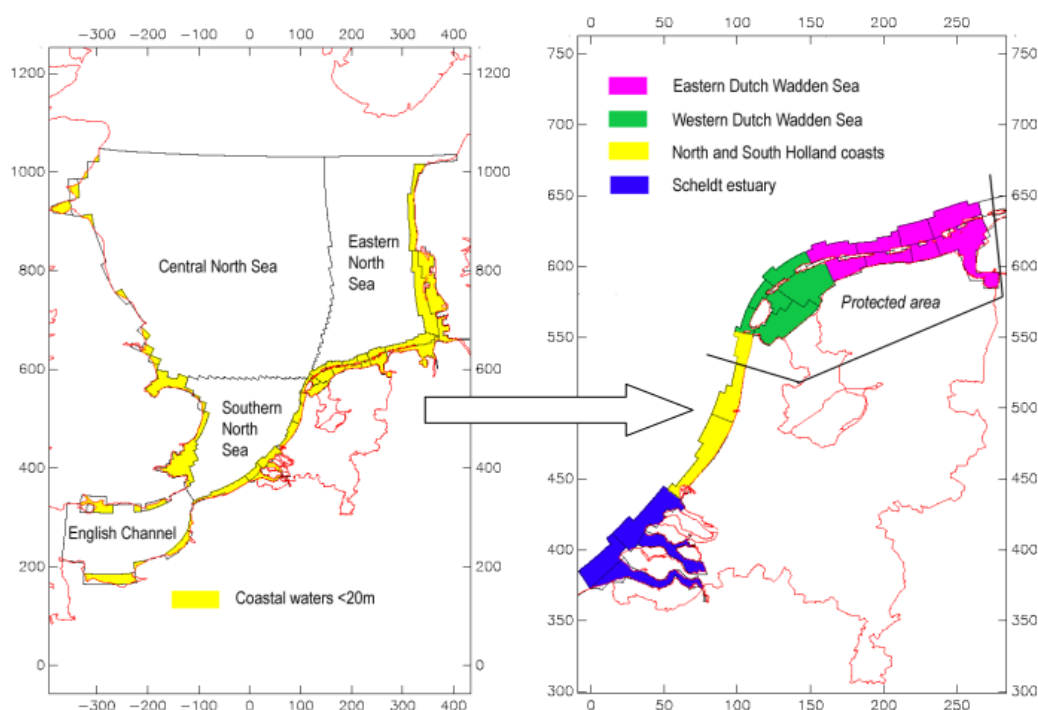
$$\text{Effect} = (\text{Nref} - \text{Nhei}) / \text{Nref} * 100\%$$

waarbij Nref = aantal larven dat een gebied bereikt in het referentiescenario

Nhei = aantal larven dat een gebied bereikt in een heiscenario

Het verschil met de referentie wordt veroorzaakt door de opgelegde sterfte, omdat alle andere modelinstellingen gelijk zijn gehouden. De vergelijking met de referentie wordt per jaar en per beschermd gebied gemaakt, voor schol, tong en haring. De gebieden die voor de verminderde aanvoer van larven/juvenielen zijn genomen, zijn weergegeven in de onderstaande figuur (uit Bolle et al. 2005):

Figuur 6.1 (Nederlandse) Kustzone en aanvoer van larven / juvenielen



6.1.4 Doorwerking op juvenielen, overige prooivissensoorten en kraamkamerfunctie Waddenzee

Overige prooivissensoorten

Op grond van “expert judgement” is voor de overige vissoorten die prooi zijn voor vogels en zeezoogdieren in Natura 2000-gebieden een inschatting gemaakt in hoeverre deze beïnvloed zouden kunnen worden door heien. Deze inschatting is voornamelijk gebaseerd op de locatie van de paaigronden t.o.v. de windmolenparken en de kustgebieden, en daarnaast ook op grond van het gedrag van de larven voor zover bekend. De lijst met prooisoorten bevat ook de belangrijkste kinderkamersoorten.

Juvenielen

De vraag is nu wat een eventuele reductie in larven betekent voor de abundantie (talrijkheid) van juvenielen. Dit is van belang voor verandering in voedselbeschikbaarheid voor vogels en

zoogdieren, maar ook voor de kinderkamerfunctie van kustwateren. Deze doorvertaling wordt in belangrijke mate bepaald door het belang van de kinderkamerfunctie van het gebied voor de betreffende soort. Voor veel mariene vissoorten geldt dat relatieve jaarklassterkte bepaald wordt gedurende de ei- en larvale stadia (Cushing 1982, Legget & Deblois 1994). Gedurende deze periode vindt de meeste mortaliteit plaats, en ontstaat de meeste variabiliteit tussen jaren. Als een jaarklas relatief sterk is aan het begin van de juveniele levensfase, dan blijft deze jaarklasse meestal ook relatief sterk in de opeenvolgende jaren. Dichtheidsafhankelijke processen gedurende de juveniele en adulte levensstadia temperen mogelijk de variabiliteit enigszins, maar veranderen niet het relatieve patroon in jaarklassterkte (van der Veer et al, 2000). Voor alle soorten die mogelijk bloot gesteld worden aan mortaliteit door heien, wordt aangegeven in hoeverre dat door zou kunnen werken in de juveniele levensfase.

Kraamkamerfunctie

Een van de kernopgaven (1.03) voor de Waddenzee luidt:

Overstroomde zandbanken & biogene structuren: Verbetering kwaliteit permanent overstroomde zandbanken (getijdengebied) H1110_A o.a. met biogene structuren met mossels. Tevens van belang als leefgebied voor Eider A063 en als kraamkamer voor vis.

Deze kraamkamerfunctie voor vis staat los van het belang van vislarven als stapelvoedsel voor visetende vogels en zeezoogdieren, zoals hieronder besproken. Deze kinderkamerfunctie laat zich het beste vertalen in de doorwerking van de larvensterfte naar het effect op bestandsniveau. Hiertoe wordt doorberekend wat de reductie van vislarven van een enkele jaarklasse betekent voor de gehele biomassa van het bestand van de betreffende vissoort (dit eerder op basis van expert-judgement).

6.2 Doorwerking op vogels en zeezoogdieren

6.2.1 Selectie relevante soorten

Kwaliteitsverlies van de Natura 2000-gebieden door vislarvensterfte uit zich onder meer in een mogelijke verminderde beschikbaarheid van vis voor visetende vogels en zeezoogdieren. Om na te gaan wat de doorwerking zou kunnen zijn van vislarvensterfte op de in de Natura 2000-gebieden beschermde vogels en zeezoogdieren is, na de doorvertaling van larven naar juvenielen, een analyse gedaan volgens de volgende stappen:

Soorten visetende zeevogels en zeezoogdieren.

Langs het traject tussen heilocatie en de verschillende mariene Natura 2000-gebieden komen verschillende soorten visetende zeevogels en zeezoogdieren voor. Deze zijn allemaal beschermd onder de EU Vogelrichtlijn, de EU Habitatrichtlijn en onder nationale wetgeving. Om deze reden worden alle getalsmatig belangrijke soorten hier behandeld, maar de analyse zoomt in op die soorten die kwalificerend zijn voor de verschillende Natura 2000-gebieden.

Dieet van de verschillende soorten zeevogels en zeezoogdieren

De geselecteerde zeevogels en zeezoogdieren eten uiteraard niet alleen die soorten waarvan de larvensterfte werd gemodelleerd. Op grond van literatuuronderzoek is nagegaan hoe breed de dieetkeuze is van de diverse soorten, in de Natura 2000-gebieden, in het Nederlandse deel

van de Noordzee en indien relevant, of indien onvoldoende informatie beschikbaar is voor deze Nederlandse wateren, in gebieden buiten, maar dichtbij Nederland.

Voortplantingsbiologie van haring, schol en tong

Van belang voor deze analyse is, in hoeverre additionele sterfte van vislarven op open zee, leidt tot veranderingen in de aantallen larven die na transport naar de beschermde kinderkamers in de zoute Natura 2000-gebieden, aankomen en opgroeien. Er is daarom op grond van visserij-biologische studies aan de gemodelleerde vissoorten nagegaan wat de relatie is tussen aantallen vislarven en aantallen opgroeiende nuljarige vis en aantallen oudere vissen in de jaren daarop: de recuiment-stock relatie. Dit is gedaan om inzicht te krijgen in de vraag of er niet zoveel natuurlijke sterfte is onder vislarven, tussen het moment van heien en het moment van aankomst in de Natura 2000 kinderkamers, dat een eventueel effect van heien (larvensterfte) al is uitgedoofd voordat de larven aankomen bij de kust. Het dieet van de meeste zeevogels en zeker van de zeezoogdieren bestaat niet uit vislarven, maar uit oudere vissen dus er dient een relatie te zijn tussen de vislarvensterfte op de Noordzee en de aantallen proovissen die later beschikbaar komen voor de vispredatoren. Als deze relatie niet bestaat is er geen impact van het heien, via vislarvensterfte, op de foerageermogelijkheden van deze toppredatoren in de Natura 2000-gebieden die in deze PB worden onderzocht.

Biologie van andere prooivissoorten dan haring, schol en tong

Voor de belangrijkste prooivissoorten die uit de dieetstudie kwamen is nagegaan in hoeverre hun voortplantingsbiologie lijkt op die van de gemodelleerde vissoorten haring, schol of tong. Hierbij is gekeken naar de plaats en het seizoen van paaïen en naar larventransport. Hieruit moet blijken in hoeverre belangrijke proovissen, anders dan de gemodelleerde soorten, ook zullen lijden onder het heien in die zin dat er larvensterfte optreedt die na larventransport kan leiden tot een verminderde kwaliteit van de kraamkamers in mariene Natura 2000-gebieden.

Inzoomen op de meest relevante soorten zeevogels en zeezoogdieren

Als meest relevante soorten worden die predatoren gezien, die:

- Een dieet hebben waarin vissoorten en -jaarklassen waarvan verwacht mag worden dat deze (als opgroeiende vis in de kraamkamers) te lijden hebben van het heien, een belangrijke rol spelen;
- Niet zeldzaam of schaars zijn in Nederlandse wateren;
- Kwalificerend zijn voor (een van) de mariene Natura 2000-gebieden

Met de uit dit proces voortgekomen selectie van vogels en zeezoogdieren ? is de berekening voor de doorwerking van de reductie van vislarven gedaan.

6.2.2 Berekening doorwerking

Voor windpark Q4 West, onderscheiden in een gedeelte ten noorden van de corridor die door het windpark loopt en een zuidelijk deel van het windpark, is op basis van het model in paragraaf 6.1.2 en de doorvertaling naar juvenielen in paragraaf 6.1.4 de reductie van de aantallen opgroeiende visjuvenielen berekend voor ieder Nederlands marien Natura 2000 gebied, voor de soorten haring, schol en tong. Deze maximale percentages zijn in eerste instantie gebruikt als uitgangspunt voor de berekeningen voor de doorwerking van de vislarvenreductie. Deze berekening is uitgevoerd voor de selectie van vogels en zeezoogdieren

volgens de methode beschreven in de vorige paragraaf. In deze berekening zijn de volgende stappen gezet:

1. Wat is de maximale reductie van de vislarvensoort haring, tong of schol
2. Wat betekent dit voor de belangrijkste prooi-soorten voor de geselecteerde vogels en zeezoogdieren; twee varianten zijn doorgerekend:
 - a. een met de reductie als vislarven
 - b. een met de reductie als juvenielen; veel soorten zijn bij aankomst in de kraamkamer reeds in het juveniele stadium terecht gekomen. De doorvertaling van larve naar juveniel gaat voor sommige soorten 1 op 1, bij andere treedt nog een reductie(sterfte) op.
3. Wat is de reductie van het voedsel van deze vogels en zeezoogdieren, gebaseerd op een gewogen gemiddelde van de reductie van de voornaamste prooi-soorten. Hiervoor is gekeken naar de verschillende aandelen van de belangrijkste prooi-soorten per vogels of zeezoogdier.
4. Wat is de doorvertaling naar het effect op de populatie vogels en de zeezoogdieren.
 - a. Er is rekening gehouden met de doorvertaling van de voedselreductie naar effect op recruitment (uitgevlogen jongen); een vast effect van 80% doorwerking is gehanteerd. Dit betekent dat een factor van 0,8 is aangehouden bij de vertaling van aanvoer van juvenielen naar effecten op broedsucces. Dit is namelijk voor de meest voedselgelimiteerde soort, de grote stern, als bovengrens uit onderzoek naar de relatie tussen juveniele haring en aantal broedparen gevonden. Hierbij is in principe een lineair verband aangehouden tussen larvenreductie en recruitment van juveniele vogels, en is er geen verzadigingscurve aangenomen bij hoge of juist lage voedseldichtheid; een dergelijk effect is voorstelbaar: bij lage voedseldichtheid treedt sowieso hoge sterfte op en is het toegevoegde effect van heien verwaarloosbaar, bij hoge voedseldichtheid is er een overmaat. Een dergelijke S-curve (Holling type II of III functional response, zie bijvoorbeeld Rappoldt et al, 2004) is niet ongewoon, maar in dit kader niet toepasbaar omdat het aan de gegevens ontbreekt om op dit niveau de effecten van de larvenreductie kwantitatief door te rekenen. Een lineair verband betekent dus een worst-case scenario.
 - b. Voorts is het effect op juvenielen of jongen gedeeld door de gemiddelde levensduur van het dier. Het eenmalige effect van een verlaagd voedselaanbod op een verminderde recruitment in een kolonie werkt door gedurende de gehele levensduur van het dier. Door te delen door die levensduur wordt een schatting verkregen voor het effect op de jaarlijkse aanwas van de populatie gedurende de gemiddelde levensduur van de betreffende vogels of zeezoogdieren. Dit gaat voorbij aan de complexiteit van de populatiedynamiek en de leeftijdsopbouw van de vogels. Echter, voor deze benadering is gekozen vanwege het gebrek aan gegevens van de betreffende populaties op deze aspecten.
5. Toetsing van dit effect op de instandhoudingsdoelen van de soorten in de Natura 2000 kolonies rondom de drie belangrijke Natura 2000-gebieden.

6.3 Aanvaringsrisico's vogels

Onderzoek naar effecten van windturbines op vogels heeft drie verschillende typen effecten laten zien, namelijk aanvaringen van vliegende vogels, habitatverlies of verstoring van

broedende, foeragerende of rustende vogels en barrièrewerking voor vliegende vogels. Voor de achtergronden omtrent bestaande kennis van effecten van op land geplaatste turbines op vogels, zie MER Q4 West, bijlage 3. Voor de achtergronden omtrent bestaande kennis van effecten van offshore geplaatste turbines op vogels, zie MER Q4 West, §6.3.1 Literatuuroverzicht van effecten van offshore windturbines op vogels.

In Hoofdstuk 4 is aangegeven dat er effectenanalyses uitgevoerd moeten worden voor de aanvaringsrisico's voor broedende kolonievogels. De berekening van de aanvaringsslachtoffers is gebaseerd op de actuele uitgangspunten voor de realisatie van Q4 West.

6.3.1 Berekening aanvaringsslachtoffers

Rekenmodellen voor aanvaringen

Vogels die in het windpark vliegen, raken (zwaar) gewond of gaan direct dood wanneer zij met een turbine in aanraking komen. De kans op een aanvaring met een turbine wordt bepaald door:

1. het aantal vogels uit een populatie dat door het plangebied van het windpark vliegt (flux);
2. de mate waarin vogels het gehele windpark of de individuele turbines vermijden (avoidance i.e. uitwijking) en de fractie die op turbinehoogte vliegt;
3. de kans, per vliegbeweging door het windpark, dat een vogel sterft door aanraking met een windturbine (collision risk, i.e. aanvaringskans).

In eerdere projecten zijn door Bureau Waardenburg diverse berekeningswijzen gebruikt, om de aantallen aanvaringsslachtoffers van windparken in te kunnen schatten. De eerste berekeningswijze (Route 1) maakt gebruik van het aantal aanvaringsslachtoffers per windturbine per dag. Deze methode geeft relatief goede uitkomsten maar is een totaal voor alle soorten samen. De tweede berekeningswijze (Route 2) maakt gebruik van de aanvaringskans voor vogels die een windpark kruisen. Sindsdien zijn nieuwe methoden ontwikkeld. De derde en vierde berekeningswijze (Route 3 en SOSS Band model 2012) maken gebruik van theoretische modellen waarin ook de biometrische kenmerken van de desbetreffende vogelsoorten zijn opgenomen voor het berekenen van aanvaringskansen (voor achtergronden zie MER Q4 West, bijlage 4).

Keuze gebruik modellen ('Routes')

De berekeningen met Route 1 hebben twee belangrijke nadelen. Er zijn per soort of soortgroep niet of nauwelijks getallen beschikbaar voor het aantal vogelslachtoffers per turbine per jaar. Wel is de ordegrrootte van het totaal aantal vogels per jaar bij verschillende typen turbines ongeveer bekend. Deze route kan dus niet worden gebruikt voor soortspecifieke schattingen, zoals noodzakelijk voor een Passende Beoordeling. Bovendien wordt in de berekeningen geen relatie gelegd met omvang en lay-out van het park, hetgeen in de offshore windparken wezenlijk verschilt van de landlocaties waar dit type onderzoek is verricht. Route 1 wordt dan ook ongeschikt geacht voor deze Passende Beoordeling en zal niet gebruikt worden.

Berekeningen op basis van Route 2, Route 3 en het SOSS Band model 2012 gaan wel uit van soortspecifieke informatie en zijn dus geschikt voor gebruik in deze Passende Beoordeling. Voor meer informatie over de rekenmodellen verwijzen wij naar bijlagen 4 en 5.

Maximum effecten scenario

Zowel voor Route 2 als Route 3 als het SOSS Band model 2012 moet een groot aantal parameters per soort geschat worden. Hierbij zijn steeds, uitgaande van het door de overheid gevraagde ‘maximum effecten scenario’, reële, maar conservatieve waarden gekozen. Dit leidt uiteindelijk tot een ‘veilige’ overschatting voor uitkomsten van de berekeningen. Wanneer dit reële, maximum effecten scenario leidt tot een potentieel significante additionele sterfte van een populatie van een soort, wordt de situatie voor de betreffende soort nader beschreven. Voor de gebruikte – geschatte – parameters wordt onderzocht of de schattingen reëel zijn, dan wel beter onderbouwd kunnen worden. Hierdoor wordt inzicht gegeven of significante additionele sterfte waarschijnlijk is.

Additionele sterfte

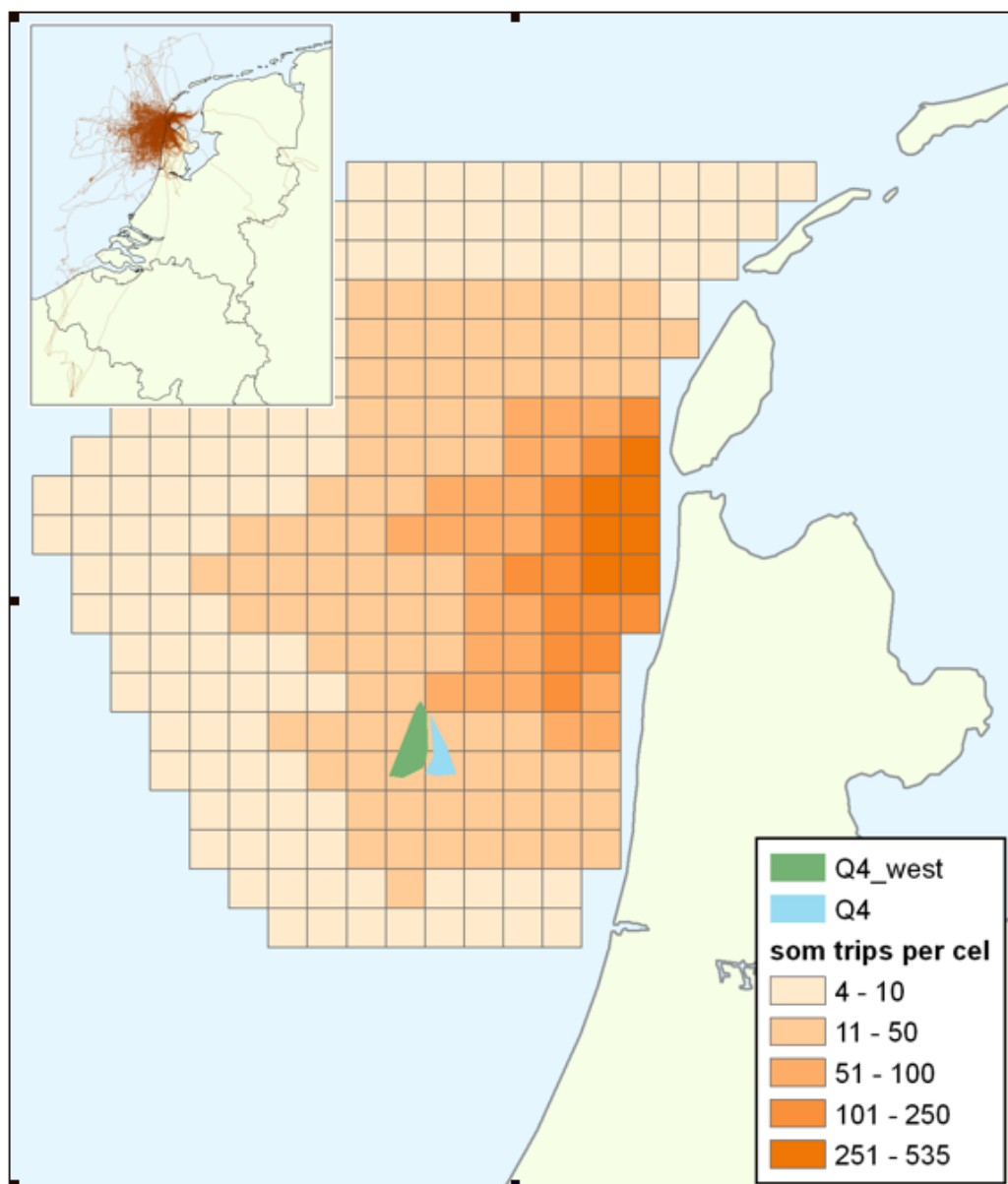
De berekende sterfte onder vogels van een populatie als gevolg van aanvaringen met turbines van een windpark wordt vergeleken met de bestaande sterfte (‘natuurlijke mortaliteit’) van die vogelsoort, in dit geval de kleine mantelmeeuw (jaarlijkse overleving op Texel: 0,91 (Camphuysen, 2012) op een instandhoudingsdoel van 14.000 broedparen op Texel) en jan van gent (jaarlijkse overleving 0,919 (BTO 2013) op een broedpopulatie van 294 paar op Helgoland). Wanneer de additionele sterfte door een windpark kleiner of gelijk is aan 1% van de natuurlijke mortaliteit van de onderzochte soort (in dit geval dus 25,2 kleine mantelmeeuwen of 0,48 jan van gent), kan verwacht worden dat dit geen invloed heeft op de instandhoudingsdoelstellingen van de Natura 2000-gebieden en wordt het effect van een windpark als verwaarloosbaar ofwel ‘niet significant’ geclassificeerd.

In deze Passende Beoordeling worden aantallen aanvaringsslachtoffers berekend met behulp van Route 2, Route 3 en het SOSS Band model 2012. Een belangrijke input parameter voor deze modellen is het aantal vluchten van vogels dat door een bepaald windpark gaat. Fluxen van kleine mantelmeeuwen kunnen worden berekend volgens de methodiek zoals hieronder beschreven.

Bepaling flux van broedvogels door windpark

Kleine mantelmeeuwen uit de kolonie op Texel kunnen in potentie gebruik maken van de locatie van Q4 West. Vanuit deze kolonie maken broedvogels foerageervluchten boven de Noordzee en dus ook in de omgeving van Q4 West. De broedkolonies van kleine mantelmeeuw op Texel maken onderdeel uit van het instandhoudingsdoel van het Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel (14.000 paar). Voor deze kolonies is een studie uitgevoerd omtrent de inschatting van de ecologische ruimte voor cumulatieve effecten van offshore windturbineparken op broedkolonies kleine mantelmeeuwen. Op basis van onderzoek met GPS-loggers naar de verspreiding van foeragerende kleine mantelmeeuwen op Texel (Camphuysen 2011, gegevens gebruikt in Dirksen et al. 2012) is een gedetailleerd overzicht mogelijk van de foerageeractiviteit op de Noordzee. Dit overzicht geeft duidelijkheid of gebruik wordt gemaakt van het plangebied Q4 West (zie Figuur 6.2). Voor achtergronden en methode over de bepaling van aanvaringsslachtoffers uit deze gegevens zie Dirksen et al. (2012). Met behulp van de nieuwe inzichten beschreven in dit rapport is het mogelijk om aanvaringsslachtoffers door Q4 West te bepalen en de effecten hiervan te beoordelen.

Figuur 6.2 Kleine mantelmeeuwen kolonie op Texel

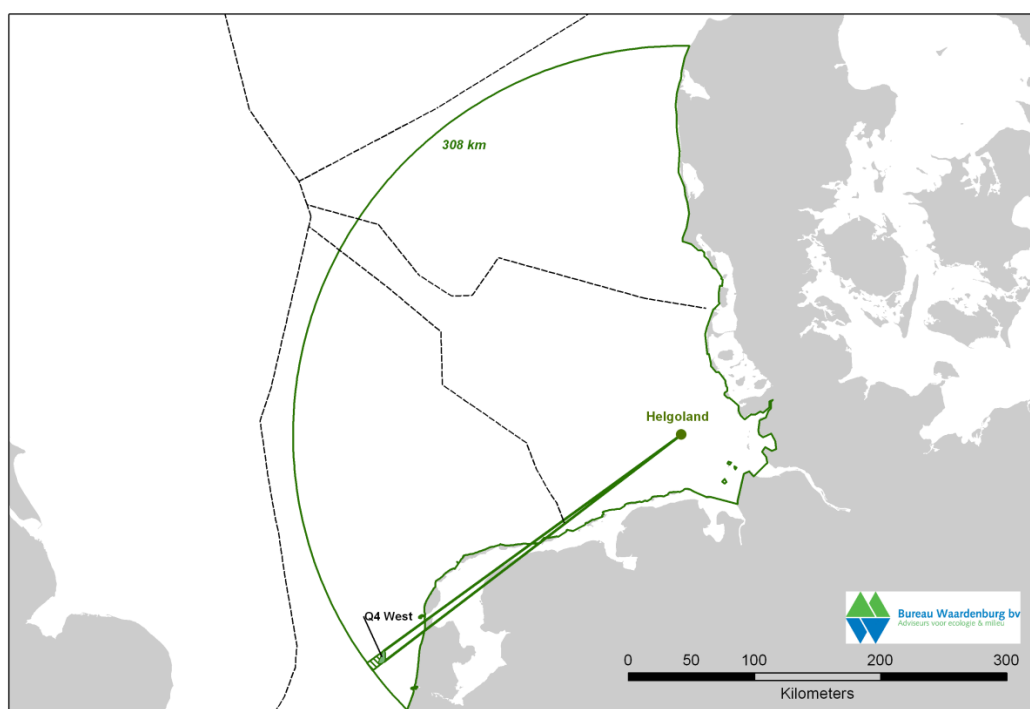


Alle beschikbare foerageertrips van 15 met GPS-loggers uitgeruste kleine mantelmeeuwen vanuit de kolonie op Texel in relatie tot de ligging van windpark Q4 West (zie inzet). Data zijn weergegeven als aantal trips plus herhaalde bezoeken per gridcel van 5x5 km. Hierbij zijn alleen cellen met 4 of meer trips plus herhaalde bezoeken opgenomen en het kaartbeeld is aan de randen 'genormaliseerd'; zie Dirksen et al. 2012. (oorspronkelijke gegevens C.J. Camphuysen).

Helaas zijn voor Jan van Genten van Helgoland dergelijke gegevens niet beschikbaar en hierdoor wordt voor de flux bepaling van deze soort terug gegrepen op de methode die is gebruikt in de oorspronkelijke Passende Beoordelingen voor offshore windmolenparken uit 2009. Hierin werd het aantal vliegbewegingen dat een individu jaarlijks door het park maakt berekend op basis van het aantal foerageervluchten per jaar die een broedende vogel maakt en de kans dat tijdens een foerageervlucht door het park wordt gevlogen. Deze kans wordt berekend door het oppervlak van het park + het achterliggende gebied tot aan de gemiddelde

maximale foerageerafstand te delen door het totale oppervlak van het foerageergebied. Aangenomen hierbij is dat alle jan van genten van Helgoland op zee foerageren, dat deze zich homogeen verdelen over het totale zeegebied binnen de maximale foerageerrange van de soort (308 km). Daarnaast wordt aangenomen dat het gemiddeld aantal foerageervluchten per dag per paar gedurende het broedseizoen 1 is, dat een vogel zowel op heen als terugreis door het gebied vliegt, en dat de duur van de broedperiode maximaal 20 (gemiddeld 15) weken bedraagt. Deze aannames zijn gedaan op basis van gegevens uit Nelson (1997), BTO (2009) en Hamer *et al.* (2000). Het foerageergebied werd bepaald met de taartpunt methode (zie Figuur 6.3).

Figuur 6.3 Effectgebied jan van gent vanuit Helgoland voor windpark Q4 West



Weergegeven is de maximale actieradius van Jan van genten vanuit de kolonie van Helgoland. Aangezien de vogels die achter het windpark foerageren een verhoogd aanvaringsrisico hebben behoren deze (gearceerde) gebieden net als het windpark tot het 'effectgebied'.

6.3.2 Effectbeoordeling

Effecten worden beoordeeld aan de hand van de toename van de jaarlijkse sterfte door aanleg en gebruik van het windpark. De eerste berekening is bedoeld als schifting; blijft de toename van de sterfte minder dan 1%, dan kan verwacht worden dat dit geen invloed heeft op de instandhoudingsdoelstellingen. Mede vanwege de conservatieve aannames (maximum effecten scenario's) die gehanteerd worden om de effecten te bepalen. Is de toename groter dan 1%, dan wordt gekeken of de aannames reëel zijn, en of met meer realistische aannames, specifiek voor de soort en de omstandigheden van de kolonie, nog steeds een belangrijk effect verwacht wordt.

6.4 Habitatverlies broedvogels

Voor het verlies aan foerageerhabitat voor kolonievogels wordt een eenvoudige berekening uitgevoerd: wat is het oppervlak van het foerageergebied van een soort uit een bepaalde kolonie, bijvoorbeeld de kleine mantelmeeuw van Texel, en welk deel beslaat het windpark hiervan.

Voor het verlies van foerageerhabitat wordt een grens aangehouden van 1% oppervlakteverlies, waarbij mogelijk sprake is van een wezenlijk verlies van foerageerhabitat, dat kan leiden tot significante effecten op de populatie in de Natura 2000-kolonie. Een dergelijk effect dient dan door te werken op de mogelijkheid om te foerageren, of een verlaagd voedselaanbod. Indien de ruimtelijke competitie bij foerageren een probleem is, dan leidt verlies van foerageerhabitat tot verlies van foerageersucces. Als dat niet het geval is, dient te worden bekeken of er een lagere voedselbeschikbaarheid optreedt. Bij voldoende voedsel en geen competitie om ruimte kan een eventueel optredende reductie van foerageerhabitat geen effect hebben op de fitness van de soort.

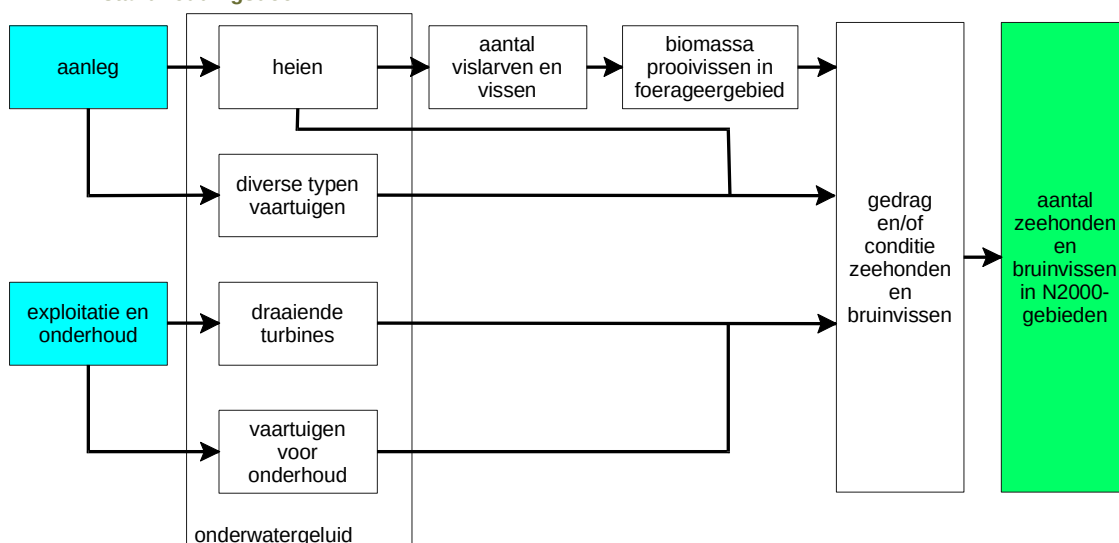
6.5 Zeezoogdieren

6.5.1 Relaties tussen activiteiten en effecten op zeezoogdieren

Als gevolg van de aanleg en de daarop volgende exploitatie en het onderhoud van het windpark treden mogelijk effecten op het gedrag en/of de conditie van zeehonden en bruinvissen in de Noordzee op. Hierdoor kunnen de instandhoudingsdoelen in Natura 2000-gebieden direct (doordat de kwaliteit van het leef- of foerageergebied afneemt) dan wel via externe werking negatief worden beïnvloed.

De relaties tussen de aanleg, de exploitatie en het onderhoud van het windpark en effecten op zeehonden en bruinvissen, waarvan op voorhand niet kan worden uitgesloten dat ze zullen doorwerken naar instandhoudingsdoelen van Natura 2000-gebieden, zijn weergegeven in onderstaand schema.

Figuur 6.4 relaties tussen aanleg, exploitatie en onderhoud van het windpark en zeezoogdieren met een instandhoudingsdoel



Zoals uit het schema van Figuur 6.4 is op te maken, zijn alle te verwachten tijdelijke (door aanleg) dan wel semi-permanente effecten (door exploitatie en onderhoud) een direct of indirect gevolg van het onderwatergeluid dat door de verschillende activiteiten wordt gegenereerd. De aard en het niveau van het onderwatergeluid verschilt per activiteit en is variabel binnen de activiteiten. Hierna volgt achtereenvolgens een algemene beschrijving van de (mogelijke) invloed van onderwatergeluid op zeehonden en bruinvissen (par. 6.5.2), gevolgd door een bespreking van de tijdelijke effecten van heien en de diverse typen vaartuigen tijdens de aanleg (par. 6.5.3 en 6.5.4) en de semi-permanente effecten van draaiende windturbines en onderhoudsvaartuigen tijdens de exploitatiefase (par. 6.5.5 en 6.5.6). Op de eventuele (tijdelijke) effecten tijdens de ontmantelingsfase wordt niet nader ingegaan, omdat daarover nog geen gegevens vanuit de praktijk voorhanden zijn. Algemeen wordt aangenomen dat deze fase tot dezelfde typen verstoring als tijdens de aanlegfase leidt, met uitzondering van de effecten van heien (zie ook paragraaf 4.2).

6.5.2 Beïnvloeding van zeezoogdieren door onderwatergeluid

Onderwatergeluid kan mariene organismen al naar gelang het geluidsdrukniveau en de frequentie op verschillende manieren beïnvloeden (e.g. Richardson e.a., 1995; Kastelein e.a., 2008). In de literatuur worden meestal zones van geluidsbeïnvloeding onderscheiden, lopend van een zone waarbij het geluid wordt gehoord, maar waarin het dier niet reageert tot aan een zone waarin ernstige fysieke schade of dood optreedt. Daartussen liggen zones van gedragsbeïnvloeding, waarin het dier van het geluid wegzweemt of erdoor wordt aangetrokken en een zone waarbij een tijdelijke of permanente verhoging van de gehoordrempel optreedt (*TTS = temporary threshold shift* en *PTS = permanent threshold shift*). Daarnaast kan voor sommige dieren maskering een rol spelen. Dit is de situatie waarin het niet-natuurlijke geluid een vergelijkbaar frequentiebereik en een vergelijkbare geluidsterkte heeft als de door de dieren of hun prooi geproduceerde geluiden. Dit hindert met name dieren die hun prooi opsporen met echolocatie, zoals de bruinvis. In het geval van geluid als gevolg van de aanleg en aanwezigheid van windparken speelt dit geen rol, aangezien dit geluid relatief laagfrequent is (zwaartepunt onder 1 kHz) en er geen overlap is met de zeer hoog frequente, rond 120 kHz

door bruinvissen gebruikte vocalisaties. Dat is ook het frequentiegebied waarin het gehoor van bruinvissen het gevoeligst is (zie Figuur 6.5). Voor zeehonden zou laag frequent geluid van groter belang kunnen zijn. Zij lokaliseren hun prooien met hun snorharen, maar ook op het gehoor en zicht. Het is niet ondenkbaar dat zeehonden de laagfrequente geluiden die vissen maken kunnen horen.

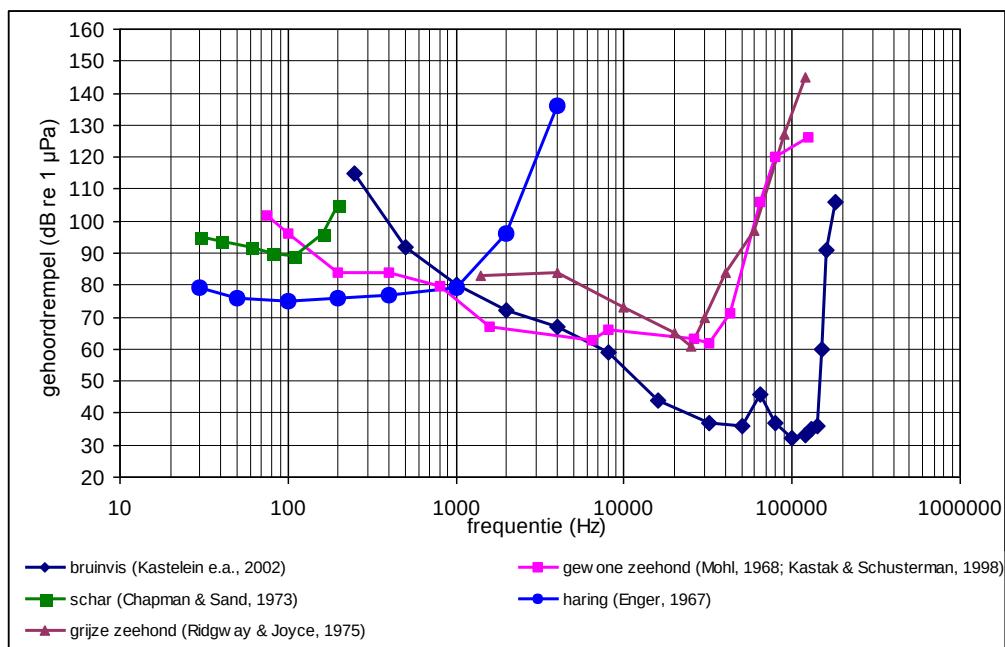
Ook vissen, de prooidieren van zeezoogdieren, zijn gevoelig voor onderwatergeluid. In tegenstelling tot zoogdieren hebben vissen echter geen extern gehoororgaan. Geluid – in de vorm van drukverschillen onder water – kan door vissen op verschillende manieren worden waargenomen (Thomsen e.a., 2006):

- Het zijlijnsysteem, waarmee dichtbij de geluidsbron laag frequente geluiden (als langzame waterstromen langs het lichaam) worden gedetecteerd. In relatie tot het geluid van windturbines is deze vorm van 'horen' echter niet belangrijk; het akoestische veld kan namelijk alleen maar zeer dicht bij de geluidsbron worden waargenomen.
- Het binnenoor (met de zogenaamde gehoorsteentjes), dat in essentie op beweging reageert. Een vis neemt geluiden waar via het lichaam, dat beweegt door kleine veranderingen in de geluidsdruk en/of via drukveranderingen in de zwemblaas die al dan niet via speciale structuren worden doorgegeven aan het gehoororgaan.

Bij vissen wordt onderscheid gemaakt in *gehoorspecialisten*, waartoe soorten behoren met een relatief lage gehoordrempel en hoge gevoeligheid voor geluid en *gehoorgeneralisten*. Tot de gehoorgeneralisten behoren soorten die geen zwemblaas hebben of waarbij speciale structuren voor een efficiënte geluidsoverdracht ontbreken. De meeste platvissen, waaronder schar (*Limanda limanda*), schol (*Pleuronectes platessa*) en tong (*Solea solea*) zijn gehoorgeneralisten. Kenmerkend voor gehoorspecialisten is dat zij over een open of gesloten zwemblaas beschikken, waardoor er sprake is van een betere geluidsoverdracht dan bij gehoorgeneralisten. Haring (*Clupea harengus*) en zeebaars (*Dicentrarchus labrax*) zijn met respectievelijk hun open en gesloten zwemblaas vertegenwoordigers van de gehoorspecialisten. Vanwege het feit dat gehoorspecialisten over een zwemblaas beschikken kunnen zij beter horen, maar zijn ze, doordat de zwemblaas met lucht is gevuld, ook gevoeliger voor eventuele schadelijke gevolgen van onderwatergeluid.

In Figuur 6.5 zijn voor de gewone zeehond, de bruinvis en voor een tweetal representatieve vissoorten de gehoordrempels voor combinaties van frequentie en geluidsdrukniveau weergegeven (audiogram). De figuur laat zien dat voor zeezoogdieren de grootste gevoeligheid in het gebied met de hogere frequenties ligt: gewone zeehonden horen het best bij frequenties tussen ca. 1.000 en 30.000 Hz en bruinvissen, die in hun optimale hoorbaarheidsgebied gevoeliger dan zeehonden zijn, tussen ca. 10.000 en 150.000 Hz. Vissen horen het best bij veel lagere frequenties die liggen tussen ca. 50 en 1.000 Hz. Sommige vissoorten, zoals haring en kabeljauw zijn bij frequenties tot 100 Hz gevoeliger dan het in dit deel van het geluid(sdruk)spectrum gevoeligste zeezoogdier, de gewone zeehond.

Figuur 6.5 audiogrammen voor bruinvis, gewone zeehond, grijze zeehond en twee maatgevende vissoorten (een gehoorspecialist en een gehoorgeneralist)



6.5.3 Effecten van aanleg – heien van funderingen

Uit metingen rond diverse heilocaties blijkt dat het heien van de funderingen tot zeer hoge geluidsniveaus onder water leidt. Het meest intensieve meetprogramma is uitgevoerd bij de aanleg van het windpark Prinses Amalia (de Jong & Ainslie, 2012), een park dat voor onderwatergeluid wat betreft gemiddelde waterdiepte en bodemsamenstelling goed is te vergelijken met de andere, op het NCP geplande windparken. Bij de hier gebruikte funderingen bedroeg de paaldiameter 4 m en werd geheid met een maximale energie van 800 kJ. De wijze waarop de metingen waren ingericht lieten het niet toe bronniveaus direct te bepalen.

Door TNO is voor de voorliggende passende beoordeling op grond van de meetresultaten bij het Prinses Amalia windpark berekend dat bij het heien van een paal met een diameter van 4,2 m het over de frequentiebanden gesommeerde bronniveau per heiklap maximaal 223 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{m}^2$ bedraagt (zie ook de integraal als bijlage 9 opgenomen memo van TNO). Op grond van door de aannemer verstrekte informatie is er daarbij van uitgegaan dat de maximale hei-energie maximaal 1.200 kJ zal bedragen (bij de aanleg van windpark Prinses Amalia was dat 800 kJ).

Waargenomen effecten van heien bij bruinvissen en zeehonden in veldsituaties

Het door de heiwerkzaamheden veroorzaakte geluid is tot op grote afstanden van de heiplaats waarneembaar (door 'horende' dieren). Er zijn verschillende studies waarin de invloed van de aanleg van windparken op zee op het gedrag van bruinvissen en zeehonden in veldsituaties is onderzocht.

Uit de studie naar het gedrag van **bruinvissen** tijdens de aanleg van het Horns Rev I windturbinepark is gebleken dat er twee typen effect optreden (Tougaard e.a., 2003): een duidelijk waarneembaar en relatief kortdurend effect tijdens het heien van palen, hetgeen zich

uit in verminderde akoestische activiteit van bruinvissen in de onmiddellijke omgeving van de bouwlocaties en het tot op een afstand van ca. 15 km wegtrekken uit de omgeving. De gegevens lieten het niet toe uitspraken te doen over de snelheid waarmee bruinvissen in het gebied terugkeerden⁵. In de studie zijn geen uitspraken gedaan over de in het geding zijnde verstoringafstanden, louter als gevolg van hei-activiteiten. Recent zijn door Lucke (2010) en Brandt e.a. (2011) afstanden waarbinnen de akoestische activiteit van bruinvissen afneemt of verdwijnt van respectievelijk 20 km en 17,8 km gerapporteerd. De afname van akoestische activiteit duurt 1 tot 3 dagen na beëindiging van de werkzaamheden. Daarna is de activiteit in het hele gebied weer volledig hersteld (Brandt e.a., 2011). Bij de aanleg van de parken Alpha Ventus en Thornton Bank werden, naast het meten van de akoestische activiteit, ook tellingen van bruinvissen vanuit vliegtuigen verricht (Haelters e.a., 2012). Hieruit bleek dat tijdens het heien tot op afstanden van respectievelijk 21 km en meer dan 22 km geen bruinvissen werden waargenomen.

De conclusie is dat bij de tot nu toe aangelegde offshore windparken tot afstanden van maximaal ca. 25 km van de heilocatie, mijding door bruinvissen kan optreden. Algemene relaties tussen karakteristieken van het windpark (waterdiepte, bodemeigenschappen, funderingstype, etc.) en de waargenomen mijdingsafstand zijn uit de gegevens niet af te leiden.

In tegenstelling tot bruinvissen maken **zeehonden** geen gebruik van hoogfrequente vocalisaties. Het continu registreren van zeehondenactiviteit met een bij bruinvissen gebruikte methode (C-PODS) is daarom niet mogelijk. Wel kan het gedrag van zeehonden die van een satellietzender zijn voorzien worden gevolgd, zoals dat o.a. in het kader van het onderzoek rond het windpark OWEZ is gedaan (Brasseur e.a., 2012). De resultaten van dat onderzoek laten het echter niet toe conclusies te trekken over eventuele effecten op het gedrag tijdens de aanleg van het windpark. In hoeverre gewone zeehonden in hun foerageer- en/of migratiegedrag door de aanwezigheid van het windpark worden beïnvloed, is uit de resultaten van het onderzoek ook niet op te maken. Duidelijk is wel dat gezenderde gewone zeehonden zowel voor als na de bouw van het windpark in de directe omgeving ervan werden gezien. Op grond van onderzoek aan gezenderde gewone en grijze zeehonden in Denemarken is door Teilmann e.a. (2006) geconcludeerd dat het gebiedsgebruik door de zeehonden tijdens de aanlegfase en de operationele fase niet verschilt van dat tijdens de periode voorafgaand aan de bouw van het windpark (Horns Rev). Uit simultaan uitgevoerde visuele waarnemingen vanaf een schip bleek echter dat geen zeehonden binnen het windpark werden gezien op dagen dat werd geheid. Probleem van zenderonderzoek aan zeehonden is dat eventuele effecten zeer groot moeten zijn om ze te kunnen aantonen; voor het verkrijgen van een voldoende hoge statistische power zou een niet realistisch groot aantal zeehonden moeten worden gezenderd.

Resultaten van andere studies aan zeehonden in relatie tot de aanleg en aanwezigheid van windparken hebben betrekking op waarnemingen aan gewone en grijze zeehonden op in de nabijheid van een windparklocatie gelegen zandplaten ('haul-out sites'). Zo is tijdens de constructie van het Nysted windturbinepark in Denemarken gebleken dat er geen direct effect van de constructiewerkzaamheden was vast te stellen op een nabijgelegen rustplek, 3-4 km verwijderd van het windturbinepark in aanbouw (Edrén e.a., 2004). Tijdens hei-werkzaamheden

⁵ Hierbij dient te worden opgemerkt dat het met de in dit onderzoek gebruikte methodiek niet mogelijk is kleine, maar ecologisch wel relevante verschillen te detecteren. Daarvoor is de 'power' te laag: met 80% zekerheid kan een verschil van 20% worden gedetecteerd.

op een plek ongeveer 10 km verwijderd van de rustplek werd in de betreffende studie echter wel een significante afname van de aantallen zeehonden op de rustplek vastgesteld. In hoeverre de afname te wijten valt aan de hei-activiteiten zelf dan wel aan de daarmee gepaard gaande afschrikgeluiden bleek niet vast te stellen. In hetzelfde onderzoek werd de rol van extra scheepvaartbewegingen in het gebied uitgesloten als een belangrijke verklarende factor voor de geconstateerde afname. Tijdens de aanleg van het windpark Scroby Sands nam het aantal gewone zeehonden op de op 2 km van de aanleglocatie gelegen zandplaat ten opzichte van de 2 jaren voor de aanleg significant af. De afname kon niet worden toegeschreven aan de seizoensinvloeden, windrichting of getij e.d. (Skeate e.a., 2012). Volgens de onderzoekers is het aannemelijk dat de afname het gevolg is van de met de aanleg gepaard gaande zeer hoge onderwatergeluidsniveaus.

De resultaten van veldonderzoek leveren geen bruikbare informatie op om de omvang en reikwijdte van eventuele effecten van het onderwatergeluid door heien voor Q4 West op zeehonden in te kunnen schatten. De beschikbare gegevens hebben vooral betrekking op waarnemingen aan zeehonden op nabij gelegen zandplaten en niet op zeehonden in het water.

Berekening van effecten door heien van Q4 West op bruinvissen en zeehonden

Het is niet mogelijk op basis van de resultaten van de hiervoor genoemde studies kwantitatieve uitspraken te doen over effecten van het door heien voor de aanleg van windpark Q4 West veroorzaakte onderwatergeluid op zeezoogdieren. De aard en omvang van de effecten op bruinvissen en zeehonden (waarbij is verondersteld dat gewone en grijze zeehonden vergelijkbare reacties vertonen) zijn daarom ingeschat aan de hand van theoretische relaties tussen de rond het windpark berekende geluidsniveaus en mogelijke effecten.

Sinds het verschijnen van de Passende Beoordelingen voor diverse windparken op zee in 2008 is de kennis over en het inzicht in de relatie tussen onderwatergeluid en de mogelijke effecten op mariene organismen sterk toegenomen. Zo zijn er nieuwe onderzoeksresultaten voorhanden waarmee de in eerdere passende beoordelingen berekende verstoringscontouren van respectievelijk 12 km en 80 km voor bruinvissen en zeehonden kunnen worden herzien. De verstoringsafstanden werden onder meer bepaald aan de hand van (verschillen in) de audiogrammen van beide diersoorten in combinatie met berekeningen aan de propagatie van het geluid.

De in de afgelopen jaren verschenen resultaten van experimenteel onderzoek hebben echter, in tegenstelling tot wat men op grond van de audiogrammen zou verwachten (zie Tabel 6.1), uitgewezen dat zeehonden minder gevoelig op onderwatergeluid reageren dan bruinvissen (o.a. SEAMARCO, 2011). Daarnaast is een door TNO ontwikkeld propagatiemodel beschikbaar gekomen waarmee de verdeling van het onderwatergeluid beter kan worden berekend dan ten tijde van de eerdere passende beoordelingen. Voor de voorliggende passende beoordeling werd het daarom noodzakelijk geacht op grond van de meest recente inzichten en rekenmethoden een nieuwe inschatting te maken van de mogelijke ruimtelijke reikwijdte van het door heien op zee veroorzaakte onderwatergeluid. Specifiek gaat het daarbij om de mogelijke effecten op bruinvissen en zeehonden die zich in het water bevinden.

Door TNO is met behulp van het propagatiemodel AQUARIUS een schatting gemaakt van het onderwatergeluidniveau en de mogelijke verspreiding daarvan als gevolg van de

heiwerkzaamheden voor de aanleg van het offshore windpark Q4 West. De resultaten van de schattingen zijn weergegeven in onderwatergeluidkaarten, waarin de verdeling van het geluid als gevolg van een enkele heiklap is weergegeven. Vervolgens is voor bruinvissen en zeehonden bepaald op welke afstand van de heillocatie drempelwaarden voor **mijding** worden overschreden (zie hierna). Ook is berekend welke geluidbelasting bruinvissen en zeehonden die zich in de nabijheid van de heillocatie bevinden en vervolgens met een bepaalde snelheid wegzwemmen, zouden kunnen oplopen tijdens het heien van één paal. De totale geluidbelasting die het dier daarbij ondervindt, is vergeleken met grenswaarden waarboven het geluid tot een **tijdelijke dan wel permanente verhoging van de gehoordrempel** (respectievelijk TTS en PTS)⁶ bij bruinvissen en zeehonden zou kunnen leiden. Drempelwaarden voor het optreden van mijding en TTS of PTS zijn zo veel mogelijk afgeleid uit recente 'peer reviewed' literatuur. Als dit niet mogelijk was of als er meerdere, (ver) uiteenlopende waarden beschikbaar waren, dan zijn door de Werkgroep Onderwatergeluid⁷ op grond van een deskundigenoordeel keuzes gemaakt. Tabel 6.1 bevat een overzicht van de criteria die bij het inschatten van effecten op bruinvissen en zeezoogdieren van belang zijn met de bijbehorende waarden. Voor de argumentatie bij de in de tabel opgenomen waarden wordt verwezen naar het Intermezzo 'Drempelwaarden voor effecten van onderwatergeluid op zeezoogdieren' en de als bijlage 9 opgenomen memo van TNO. Een belangrijke parameter is de snelheid waarmee dieren wegzwemmen van de geluidsbron. Voor de bruinvis is uitgegaan van 3,4 m/s en voor zeehonden van 4,9m/s. Deze waarden zijn vastgesteld in de Werkgroep Onderwatergeluid (zie ook memo TNO in bijlage 9).

Tabel 6.1 Criteria voor het inschatten van effecten op bruinvissen en zeehonden. SEL_{ss} = geluidsdosis als gevolg van een enkele heiklap; SEL_{cum} = geluidsdosis als gevolg van het heien van de hele paal

Soort	Type effect	Waarde	Bron
Bruinvis	grens voor mijding	$SEL_{ss} = 136 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$	Kastelein, in prep.
	grens voor TTS-onset	$SEL_{cum} = 164 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$	Lucke, 2009
	grens voor TTS-1 uur	$SEL_{cum} = 169 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$	zie Intermezzo
	grens voor PTS-onset	$SEL_{cum} = 179 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$	Southall e.a., 2007
Zeehonden	grens voor mijding	$SEL_{ss} = 145 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$	SEAMARCO, 2011
	grens voor TTS-onset	$SEL_{cum} = 171 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$	Southall e.a., 2007
	grens voor TTS-1uur	$SEL_{cum} = 176 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$	zie Intermezzo
	grens voor PTS-onset	$SEL_{cum} = 186 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$	Southall e.a., 2007

Voor het bepalen van de verspreiding van het onderwatergeluid als gevolg van het heien van een 4,2 m dikke paal op de locatie van het windpark Q4 West is een realistisch, met de huidige

⁶ TTS: Temporary Threshold Shift; PTS: Permanent Threshold Shift

⁷ De Werkgroep Onderwatergeluid is op initiatief van Rijkswaterstaat Dienst Noordzee begin 2013 opgericht. Deelnemers zijn afkomstig van Rijkswaterstaat, TNO, SEAMARCO, IMARES, Arcadis en HWE. De werkgroep stelt zich tot doel op grond van de meest recente inzichten uit onderzoek te komen tot een breed gedragen redeneerlijn voor het inschatten van effecten van heigeluid op zeezoogdieren.

praktijk overeenkomend heiscenario doorgerekend. Dit is een heiscenario met een zogenaamde 'soft start', waarbij voor het goed positioneren van de paal in de eerste ca. 10 minuten met een lagere energie en frequentie wordt geheid. In de daaropvolgende ca. 20 minuten wordt de hei-energie opgevoerd tot maximaal vermogen (= ca. 90% van het volledige vermogen van de heihamer). In deze 20 minuten vinden af en toe controles plaats waarin niet wordt geheid. Na 30 minuten wordt vervolgens ononderbroken op maximaal vermogen geheid. In de berekeningen is ervan uitgegaan dat voor het heien van één paal voor het windpark Q4 West 3.500 heiklappen nodig zijn. Uitgaande van dit heiscenario zijn berekeningen voor gemiddelde windcondities en voor windstilte ('worst case') uitgevoerd. Voor overige parameters, zoals de geluidssnelheid in het water en de bodem en de bodemabsorptie zijn realistische waarden gekozen (zie verder bijlage 9).

Kader 6.1 Effecten onderwatergeluid op zeezoogdieren⁸

Intermezzo - Drempelwaarden voor effecten van onderwatergeluid op zeezoogdieren

Vermijding:

Voor de bruinvis is de drempelwaarde voor vermijding afgeleid van resultaten van recent, nog niet gepubliceerd onderzoek van Ron Kastelein. In dit onderzoek is een goed horende bruinvis blootgesteld aan 5 niveaus van afgespeeld heigeluid. Verschillende gedragsreacties zijn bestudeerd, waaronder ademhaling, zwemsnelheid en gemiddelde afstand tot de luidspreker. Het geluidsniveau waarbij de gemiddelde afstand tot de luidspreker significant groter was dan in de baseline (=zonder afgespeeld heigeluid), is geïnterpreteerd als het niveau waarbij sprake is van vermijding. De door Kastelein gevonden waarde komt overeen met een SEL_{ss} = 136 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$.

De drempelwaarde voor vermijdingsgedrag van de zeehond van SEL_{ss} = 145 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ is afgeleid van waarnemingen van Kastelein aan het gedrag zeehonden na blootstelling aan afgespeeld heigeluid (SEAMARCO, 2011). Bij een SEL_{ss} = 142 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ bleek een van de twee blootgestelde (gewone) zeehonden weg te zwemmen en het bassin te verlaten. Omdat de andere zeehond niet reageerde, is in overleg met Kastelein in de werkgroep Onderwatergeluid besloten als drempelwaarde voor vermijding een SEL_{ss} = 145 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ aan te houden.

Tijdelijke en permanente verhoging van de gehoordrempel, respectievelijk TTS (Temporary Threshold Shift) en PTS (Permanent Threshold Shift):

In de berekeningen zijn drie, in sterkte van het effect oplopende drempelwaarden voor het optreden van effecten op de gevoeligheid van het gehoor bij bruinvissen en zeehonden gehanteerd:

- TTS-onset: bij blootgestelde dieren wordt op 1 tot 4 minuten na de blootstelling een verhoging van de gehoordrempel met 6 dB bij enige frequentie gemeten.
- TTS (1 uur): bij blootgestelde dieren wordt op 1 tot 4 minuten na de blootstelling een verhoging van de gehoordrempel met 18 dB bij enige frequentie gemeten. Deze drempelwaarde ligt 5 dB boven de drempelwaarde voor 'TTS-onset' (zie de als bijlage 9 opgenomen memo van TNO voor overwegingen en achtergronden).
- PTS-onset: bij blootgestelde dieren wordt op 1 tot 4 minuten na de blootstelling een verhoging van de gehoordrempel met 40 dB bij enige frequentie gemeten. Deze drempelwaarde ligt 15 dB boven de drempelwaarde voor 'TTS-onset'.

Voor bruinvissen is als drempelwaarde voor TTS-onset uitgegaan van de resultaten van het onderzoek van Lucke e.a. (2009). De door hem gerapporteerde blootstellingsniveaus voor TTS-onset zijn uitgedrukt in een ongewogen SEL_{ss} als gevolg van een enkele puls. Dit kan als een voorzichtige drempelwaarde voor 'TTS-onset' worden beschouwd na de cumulatieve blootstelling aan de 3.500 heiklappen als gevolg van het heien van één paal.

⁸ In recent onderzoek heeft Kastelein aangetoond dat een gewone zeehond van een zeer hoge TTS na een paar weken toch herstelde (Kastelein e.a., JASA submitted). Vanwege mogelijke ecologische consequenties wordt dit gedefinieerd als PTS (Werkgroep Onderwatergeluid).

Voor TTS-onset bij de gewone zeehond is de grens gebruikt die in Southall e.a. (2007) indirect is afgeleid uit de data van Kastak e.a. (2005). Zij vonden bij een gewone zeehond 6 dB TTS-onset na blootstelling aan continu geluid bij een SEL_{CUM} van 184 dB re $1 \mu Pa^2 s$ (25 min, SPL 152 dB re $1 \mu Pa^2$). Southall e.a. schatten hieruit een drempelwaarde voor TTS ten gevolge van impuls geluid door er het verschil van 13 dB tussen de bij tuimelaars gemeten drempelwaarden voor TTS door continu geluid en TTS door impuls geluid van af te trekken. Die schatting is, zoals ook aangegeven in Southall e.a. (2007), waarschijnlijk voorzichtig. Deze drempelwaarde wordt toegepast voor de cumulatieve ongewogen $SEL_{CUM,W}$, gesommeerd over alle pulsen waaraan een dier wordt blootgesteld tijdens het heien van één paal. Voor de zeehond zijn conform Southall e.a. (2007) M_{pw} -gewogen SEL_W waarden gebruikt, waarbij 'pw' staat voor 'pinnipeds in water'. Deze weging houdt rekening met een bandbreedte van het gehoor onder water tussen 75 Hz tot 75 kHz.

Voor PTS-onset is, in navolging van Southall e.a. (2007), een drempelwaarde gehanteerd die 15 dB boven de drempelwaarde voor TTS ligt (zie verder de overwegingen in de als bijlage 9 opgenomen memo van TNO). Voor de bruinvis ligt drempelwaarde voor PTS dus op $SEL_{CUM} = 179$ dB re $1 \mu Pa^2 s$ en voor de zeehond op $SEL_{CUM} = 186$ dB re $1 \mu Pa^2 s$. PTS is te beschouwen als ernstige TTS, waarvan herstel dagen tot weken zal duren.

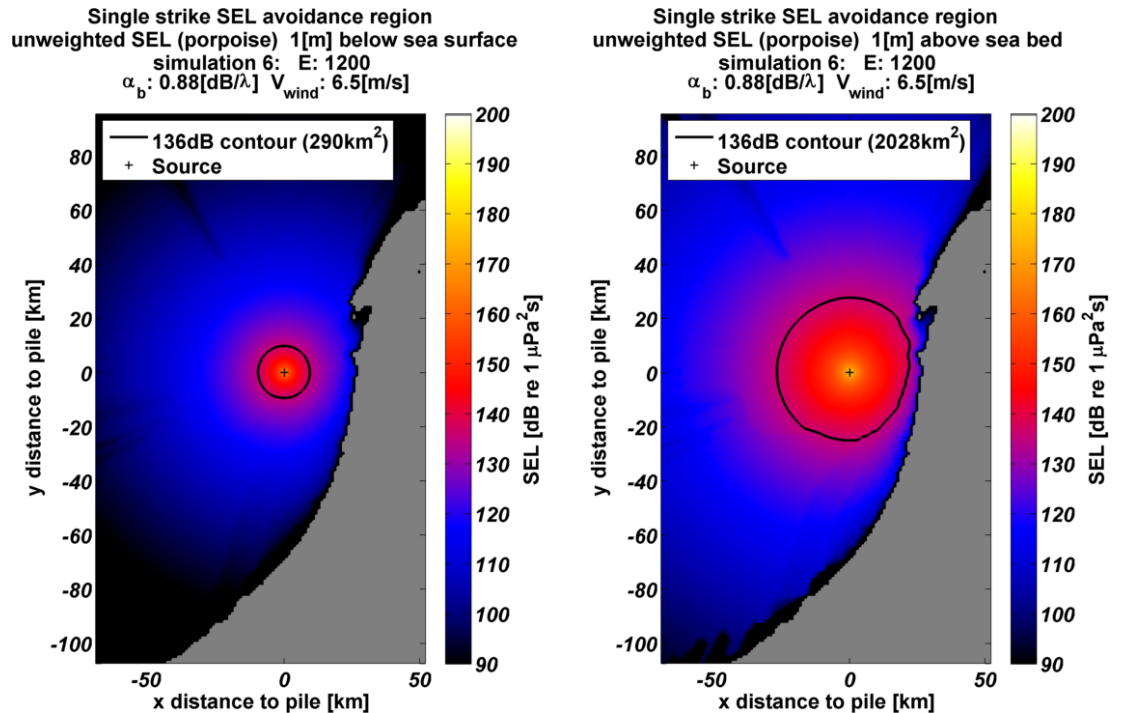
Mijdingseffecten door heien van Q4 West bij bruinvissen en zeehonden

Voor de bepaling van de omvang mijdingscontouren is de energie van een enkele (maximale) heiklap bepalend. Op grond van het geluid dat daardoor wordt veroorzaakt, ervaart het dier het geluid immers als onaangenaam of niet. Maximale mijdingscontouren zijn berekend aan de hand van de verdeling van de door bruinvissen en zeehonden ontvangen geluidsdosis als gevolg van één heiklap met maximale energie (SEL_{ss}) op 1 m onder de waterspiegel en op 1 m boven de zeebodem.

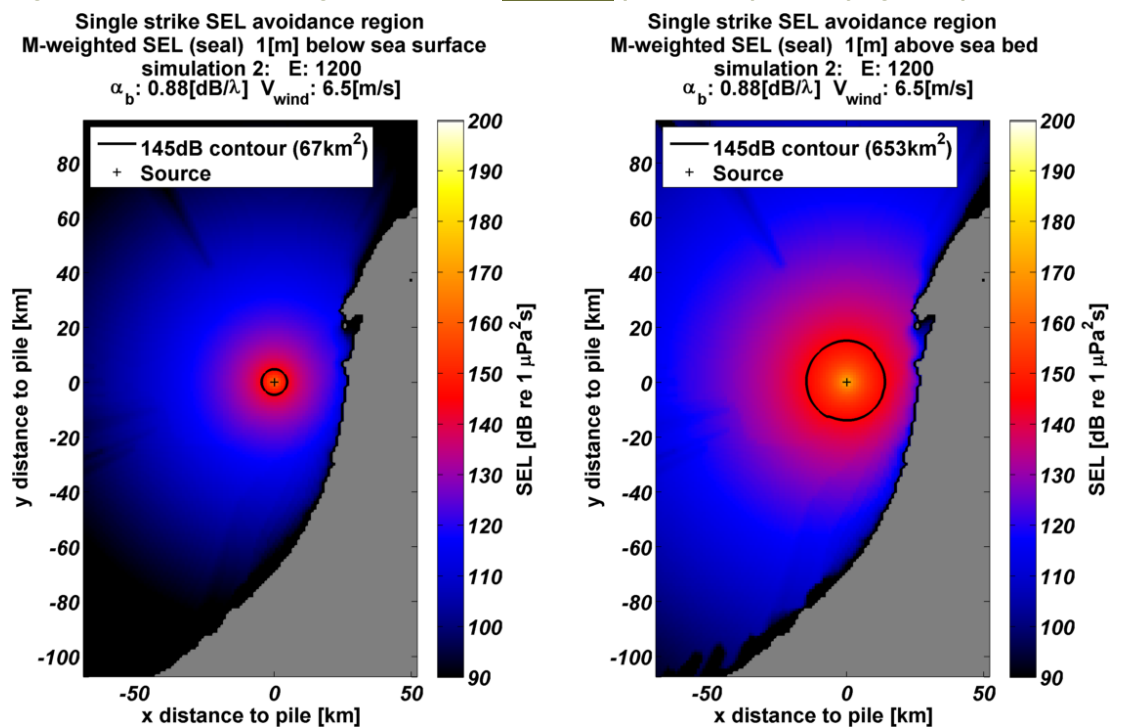
Kaarten van de berekende geluidsverdelingen zijn opgenomen voor bruinvissen in Figuur 6.6 en voor zeehonden in Figuur 7.7. In de figuren is links de verdeling op 1 m onder de waterspiegel weergegeven en rechts die op 1 m boven de zeebodem. De zwarte lijnen geven de contour aan waarbinnen de drempelwaarde voor mijding wordt overschreden. Uit de figuren blijkt dat onder lokale gemiddelde windcondities de heillocatie door bruinvissen die bij de zeebodem verblijven tot op een afstand van 27 km van zou kunnen worden gemeden en dat dit op 1 m onder de waterspiegel bij 10 km gebeurt⁹. Deze afstanden liggen in dezelfde orde van grootte als de afstanden die in veldsituaties zijn waargenomen (zie hiervoor) en zijn gemiddeld genomen ook in lijn met de afstand van 20 km die in de meest recente update van de Leidraad Passende Beoordelingen is voorgesteld (Boon e.a., 2012; Prins e.a., 2008). Voor zeehonden is de berekende mijdingsafstand een stuk kleiner: bij de bodem ligt deze op 15 km en op 1 m onder de waterspiegel bij 5 km. Deze afstanden zijn beduidend kleiner dan de 80 km waarvan in eerdere passende beoordelingen is uitgegaan.

⁹ In de eerste meters onder de waterspiegel treedt meer uitdoving op dan dieper in de waterkolom.

Figuur 6.6 Berekende verdeling van SELss op een diepte van 1 m onder de waterspiegel (links) en 1 m boven de zeebodem (rechts). Windsnelheid 6,5 m/s. De heillocatie is weergegeven met het '+' symbool. De zwarte lijnen tonen de contour waarbinnen de drempelwaarde voor mijding (zie Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.) wordt overschreden voor bruinvissen.



Figuur 6.7 Berekende verdeling van SELss voor zeehonden (zie verder bijschrift bij Figuur 6.6).

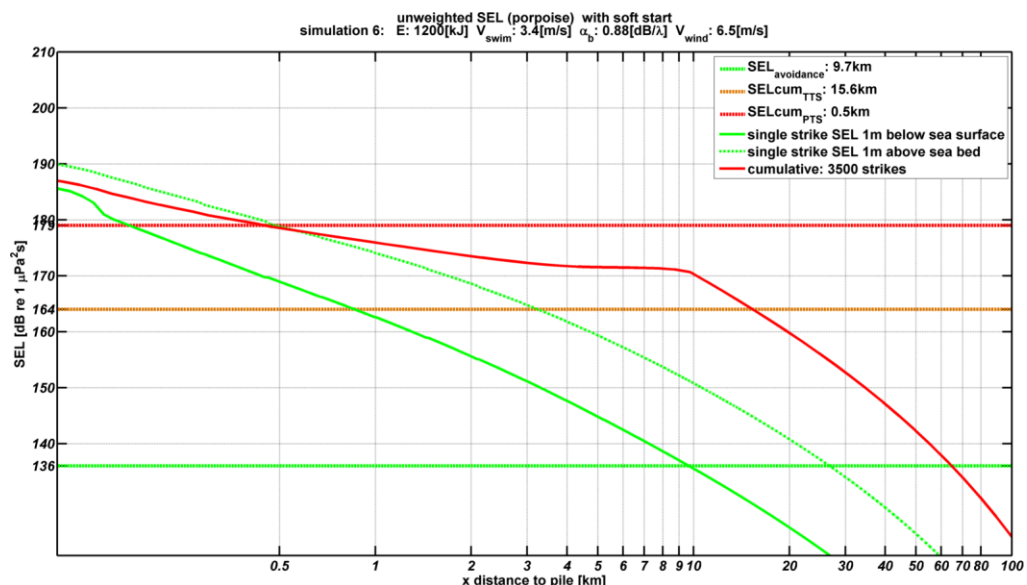


TTS/PTS- effecten door heien van Q4 West bij bruinvissen en zeehonden

Naast het opnieuw berekenen van mijdingsafstanden is ook berekend welke geluidsdosis bruinvissen en zeehonden totaal ontvangen als gevolg van het heien van één paal in afhankelijkheid van de positie waar zij zich bij de start van de heiwerkzaamheden bevinden. Deze geluidsdoses zijn bepalend voor het optreden van TTS en PTS. Bij deze berekening zijn de volgende uitgangspunten gehanteerd:

- Bij aanvang van de heiwerkzaamheden bevinden de dieren zich ergens bij de bodem;
- Dieren die zich binnen de contour bevinden waarbinnen mijding optreedt, zwemmen tijdens de eerste 2 heiklappen naar het wateroppervlak;
- Deze dieren zwemmen vervolgens tijdens het heien op 1 m onder de waterspiegel in een rechte lijn weg van de heilocatatie;
- Dieren stoppen met zwemmen zodra de afstand t.o.v. de heilocatatie is bereikt waarop de geluidsdosis als gevolg van 1 heiklap lager of gelijk is aan de drempelwaarde waarop mijding optreedt.

Figuur 6.8 Berekende verdeling van de SEL_{SS} (bij 1200 kJ klapenergie) op een diepte van 1 m onder de waterspiegel (groene doorgetrokken curve) en op 1 m boven de zeebodem (groene gestippelde curve) en de SEL_{CUM} waaraan een bruinvis wordt blootgesteld gedurende het complete heiscenario voor één windturbinefundatie (rode doorgetrokken lijn), als functie van de afstand tot de paal waarop een dier zich bij aanvang van het heien op 1 m van de waterbodem bevindt. De horizontale lijnen tonen de niveaus van de drempelwaarden voor vermijdingsgedrag (groen), TTS-onset (oranje) en PTS-onset (rood) voor bruinvissen (zie ook Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.). De snijpunten van de groene curves (SEL_{SS}) met de groene horizontale lijn geven de mijdingsafstand voor bruinvissen op 1 m onder de waterspiegel (~10 km) en op 1 m boven de bodem (~27 km). De snijpunten van de rode lijn met de rode en oranje stippellijnen geven de 'PTS-afstand' (~0.5 km) en 'TTS-afstand' (~16 km).

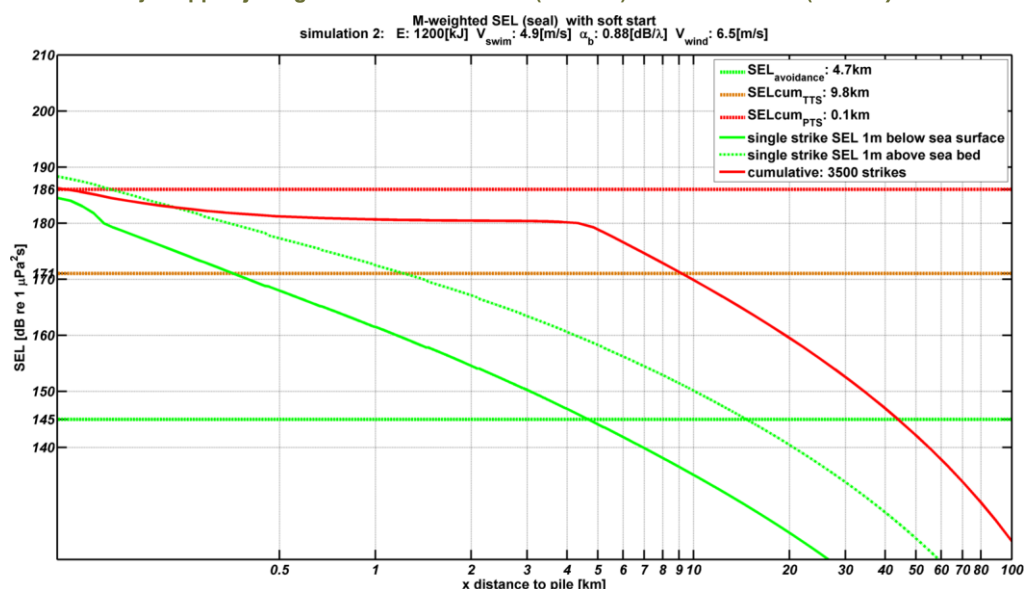


In Figuur 6.6 en Figuur 6.7 zijn de resultaten van de berekeningen voor respectievelijk bruinvissen en zeehonden voor gemiddelde windcondities weergegeven¹⁰. Uit de figuren is af te

¹⁰ Dit zijn de meest waarschijnlijke condities in Q4 West tijdens de heiwerkzaamheden.

lezen dat zeehonden die zich bij de start van de heiwerkzaamheden in dieper water binnen een straal van 10 km van de heilocatie bevinden TTS kunnen oplopen. Voor bruinvissen bedraagt die afstand ongeveer 16 km. Bruinvissen en zeehonden die zich bij de start van het heien op afstanden van respectievelijk 0,1 en 0,5 km van de heilocatie bevinden zouden PTS kunnen oplopen. Onder windstille omstandigheden zijn de afstanden ongeveer 1,5 maal zo groot. De volledige resultaten van de berekeningen zijn opgenomen in bijlage 9.

Figuur 6.9 Berekende verdeling van de $SEL_{ss,w}$ (bij 1200 kJ klapenergie) op een diepte van 1 m onder de waterspiegel (groene doorgetrokken curve) en op 1 m boven de zeebodem (groene gestippelde curve) en de $SEL_{cum,w}$ waaraan zeehonden worden blootgesteld gedurende het complete heiscenario voor één windturbinefundatie (rode doorgetrokken lijn), als functie van de afstand tot de paal waarop het dier zich bij aanvang van het heien bevindt. De horizontale lijnen tonen de niveaus van de drempelwaarden voor vermijdingsgedrag (groen), TTS-onset (oranje) en PTS-onset (rood) voor zeehonden (zie ook Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.). De snijpunten van de groene curves (SEL_{ss}) met de groene horizontale lijn geven de mijdingsafstand voor zeehonden op 1 m onder de waterspiegel (~5 km) en op 1 m boven de bodem (~15 km). De snijpunten van de rode lijn met de rode en oranje stippellijnen geven de 'PTS-afstand' (~0.1 km) en 'TTS-afstand' (~10 km).



Effecten op vissen

In verschillende studies worden de effecten van de aanlegfase van windturbineparken en met name de effecten van heien op vissen beschreven. In een studie naar heien in Zuid-Californië werden effecten op vissen in een experimentele opstelling onderzocht door vissen op verschillende afstanden bloot te stellen aan het door de hei-activiteiten veroorzaakte geluid (Caltrans, 2004 in: Hastings & Popper, 2005). Op afstanden tot 12 m van de bron resulteerde dat in de onmiddellijke dood van de vissen. Tot op 1 km afstand werden vissen aangetroffen met dusdanige verwondingen dat ze daaraan op korte termijn zouden doodgaan. Mede op basis van deze waarnemingen zijn door de Amerikaanse Fisheries Hydroacoustic Working Group (FHWG) drempelwaarden voor tijdelijke gehoorschade bij grote vissen (> 2 g versgewicht) en kleine vissen (< 2 g versgewicht) van respectievelijk SEL 187 en 183 dB 1 re $\mu Pa^2 s$ voorgesteld (Oestman e.a., 2009).

Kastelein e.a. (2008) berekenden op basis van de metingen tijdens de aanleg van het windpark Prinses Amalia de volgende afstanden (max. gemeten breedband geluidsniveau van 172 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ op 1 kilometer):

- Vissen die zich bij de start van het heien binnen een straal van 150 m van de heiplaats bevinden kunnen verwondingen oplopen (op basis van drempelwaarde bij SEL 187 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$);
- Een tijdelijke verhoging van de gehoordrempel (TTS) kan optreden tot op 6 km van de geluidsbron (op basis van drempelwaarde bij SEL 155 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$);
- Vissen zullen schrikreacties vertonen tot op afstanden van tientallen kilometers van de heiplaats. Of dit ook tot het mijden van het gebied zal leiden, is niet bekend.

Als wordt uitgegaan van de door Kastelein e.a. (2008) berekende effectafstanden, beslaat het gebied waarbinnen fysieke schade en TTS kunnen optreden respectievelijk $< 0,01\%$ en $0,2\%$ van het totale leefgebied voor de in het zuidelijk deel van het NCP voorkomende vissen. Aangezien de visrijkdom in en rond het studiegebied gemiddeld is (Lindeboom e.a., 2005) en het verspreidingsgebied van de er voorkomende vissoorten (minimaal) de hele Noordzee bestrijkt (zie bijvoorbeeld Asjes e.a., 2004) kunnen effecten op populatieniveau worden uitgesloten. Daarnaast treden de effecten in de heifase (van ongeveer 4 maanden) gedurende ca. 2 uur per 24 uur op (= ca. 8% van de tijd).

Recent is een publicatie verschenen waaruit blijkt dat vissen van zeer hoge niveaus van met heiklappen overeenkomend pulsgeluid nog geen schade ondervinden (Halvorsen e.a., 2012). Bij vissen zonder zwemblaas werden bij een cumulatieve SEL van 216 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ nog geen effecten gevonden. Vissen met een zwemblaas bleken wat gevoeliger, maar ook deze vissen (meerdere soorten) bleken aan een cumulatieve SEL van ca. 207 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ te kunnen worden blootgesteld zonder schade op te lopen. De auteurs concluderen dat de door de (eerder genoemde) FHVG voorgestelde criteria aan de conservatieve kant zijn.

6.5.4 Effecten van aanleg – onderwatergeluid als gevolg van vaartuigen

Naast het door de heiwerkzaamheden veroorzaakte geluid produceren bij de werkzaamheden betrokken schepen ook geluid. Het is onbekend hoeveel geluid deze schepen exact produceren en bij welke frequenties. Op basis van Richardson e.a. (1995, tabel 6.9) kan worden aangenomen dat het bronniveau voor de gebruikte schepen in het frequentiebereik 45 – 890 Hz tussen 140 en 185 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{m}^2$ zal liggen. Moderne (grotere) koopvaardij schepen maken wat meer geluid: Arveson en Vendittis (2000) maten een maximaal bronniveau van ongeveer 186 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{m}^2$ bij (tertsband)frequenties tussen 50 en 100 Hz en een breedbandniveau van 184 en 190 dB bij snelheden van respectievelijk 12 en 14 knopen. Uit een overzicht van Verboom (zie Bijlage 10) blijkt dat het breedband bronniveau voor schepen van ca. 100 m lang bij een snelheid tussen 13 en 16 knopen 182 tot 195 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{m}^2$ kan bedragen. Tijdens de aanleg van Maasvlakte 2 zijn uitgebreide metingen aan het door baggerschepen gegenereerde onderwatergeluid verricht (Dreschler e.a., 2009; De Jong e.a., 2010). Maximale bronniveaus van (snel) varende baggerschepen bedroegen ongeveer 195 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{m}^2$. Deze waarden liggen ruim onder het berekende bronniveau van de heiwerkzaamheden (223 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{m}^2$). Er kan daarom van worden uitgegaan dat voor het inschatten van effecten van de geluidstoename tijdens de aanleg van het windpark het geluid als gevolg van de heiwerkzaamheden voor het in de zeebodem verankeren van de funderingen maatgevend is.

6.5.5 Effecten van exploitatie – draaiende windturbines

In deze passende beoordeling zijn alleen de mogelijke effecten van de heiwerkzaamheden tijdens de aanleg van het windpark op zeezoogdieren opnieuw onder de loep genomen. De laatste jaren is op grond van de resultaten van veldstudies rond operationele windparken duidelijk geworden dat het met draaiende windturbines gepaard gaande onderwatergeluid geen waarneembare invloed heeft op de aanwezigheid van mariene organismen, waaronder vissen en zeezoogdieren (zie o.a. Scheidat e.a., 2012; Brasseur e.a., 2012; Van Hal e.a., 2012; Teilmann e.a., 2006)¹¹. Dit is geheel in lijn met de conclusies die in de passende beoordelingen van 2008 op grond van theoretische overwegingen zijn getrokken. Deze tekst is daarom niet geactualiseerd op basis van nieuwe inzichten, maar integraal opgenomen in Bijlage 8 (Onderwatergeluid door draaiende windturbines).

6.5.6 Effecten van exploitatie – onderwatergeluid als gevolg van vaartuigen

In de bedrijfsfase zal het windpark regelmatig worden bezocht door werkschepen die worden ingezet voor onderhoud- en reparatiewerkzaamheden. Deze schepen produceren onderwatergeluid dat door zeezoogdieren en vissen zal worden gehoord. Het is niet uit te sluiten dat zij tot op enkele honderden meters worden gemedend (m.n. door zeezoogdieren). Gelet op het incidentele karakter van de inzet van deze schepen in vergelijking met de vele andere schepen die zich in dit drukbevaren deel van de Noordzee bevinden, worden de effecten van het onderwatergeluid als gevolg van de aanwezigheid van werkschepen in het windpark op vissen en zeezoogdieren als verwaarloosbaar ingeschat.

6.5.7 Conclusies

Effecten van aanleg

Voor de effecten van de aanleg van het windpark zijn de effecten van het onderwatergeluid als gevolg van de heiwerkzaamheden op zeezoogdieren en hun voedsel (vissen) maatgevend. De berekende afstanden ten opzichte van de heillocatie waarop een reactie kan optreden van respectievelijk 10-27 km en 5-15 km voor bruinvissen en zeehonden zijn niet op voorhand als verwaarloosbaar in te schatten. Daarnaast is berekend dat zeehonden en bruinvissen die zich bij de start van de heiwerkzaamheden binnen een afstand van respectievelijk 16 en 10 km van de heillocatie bevinden mogelijk TTS (= tijdelijke verhoging van de gehoordrempel) kunnen oplopen. Bruinvissen en zeehonden die zich bij de start van het heien op zeer korte afstanden respectievelijk 0,1 en 0,5 km van de heillocatie bevinden, kunnen ook PTS (= permanente verhoging van de gehoordrempel) oplopen. Effecten op populaties van bruinvissen en zeehonden zijn daarom niet bij voorbaat uit te sluiten. Deze effecten worden in Hoofdstuk 7 dan ook nader onder de loep genomen.

Effecten in de operationele fase van het windpark

De beschikbare gegevens laten het niet toe uitspraken te doen over de afstand tot waar bruinvissen en zeehonden draaiende turbines zullen naderen. Zeker is echter dat het geluidsniveau op zeer korte afstand van de turbines nog onder de drempel voor mijding ligt. Zowel voor bruinvissen als voor zeehonden geldt dat als zij de turbines al mijden, dit op zeer korte afstand zal zijn. Het biotoopverlies dat hierdoor optreedt, is daarom verwaarloosbaar klein.

¹¹ Uit deze studies blijkt dat binnen korte tijd na het beëindigen van de aanlegwerkzaamheden weer zeezoogdieren in het windpark worden waargenomen. Een uitzondering hierop vormt het windpark Nysted waar de bruinvisactiviteit in het windpark 10 jaar na de aanleg nog steeds niet op het niveau van de 'baseline' is (Teilmann & Carstensen, 2012). De achterliggende oorzaken hiervoor zijn niet geheel duidelijk.

Daarnaast is uit recente veldstudies gebleken dat de aanwezigheid van operationele windparken het voorkomen van bruinvissen en zeehonden in het algemeen niet negatief beïnvloedt. Ook voor de vissoorten die gevoelig zijn voor het door de draaiende turbines gegenereerde onderwatergeluid geldt dat een eventueel biotoopverlies verwaarloosbaar klein is ten opzichte van het totale leefgebied. Dit geldt ook voor de als mobiele geluidsbron te karakteriseren werkschepen voor onderhoud en reparatiewerkzaamheden; eventuele effecten van het door deze schepen geproduceerde onderwatergeluid zijn zeer lokaal en leiden niet tot een extra biotoopverlies voor zeezoogdieren en hun voedsel (vissen).

6.6 Accumulatie effecten

Ingrepen op vogels en zeezoogdieren die door verschillende oorzaken optreden, maar allebei doorwerken op de fitness van de populatie, dienen voor een correcte interpretatie van de effecten van de aanleg en aanwezigheid binnen het initiatief te worden geaccumuleerd. Deze term wordt hier gehanteerd om verwarring met het begrip cumulatie te voorkomen.

Accumulatie betreft in deze PB de optelling van de effecten van sterfte door aanvaring en door voedseltekort (reductie juveniele vis) voor de kolonievogels. De effecten van omvliegen worden niet meegenomen in deze PB (zie afbakening). In principe dienen de effecten van habitatverlies ook te worden meegenomen in de accumulatie, omdat een verminderd foerageeroppervlak kan leiden tot een verminderd foerageersucces indien dit afhankelijk is van ruimtelijke competitie met andere vogels.

De resultaten van deze accumulatie worden gepresenteerd in Hoofdstuk 7.

7 EFFECTANALYSE

7.1 Vislarven en kraamkamerfunctie

7.1.1 Reductie aanvoer vislarven

De resultaten van de modelberekeningen zijn weergegeven in de onderstaande tabellen A, B en C. Uit de modelberekeningen blijkt een maximale afname in de larvenaandoer van 13% voor haring. Voor tong zijn de effecten zeer klein, 0-1%. De omvang van het effect op de scholaaandoer toont beperkte verschillen tussen de gebieden, met een maximale afname van 3%.

In de onderstaande tabellen (zie toelichting in kader 7.1 onderstaand) staat aan de linkerzijde de referentiesituatie weergegeven m.b.t. het transport van larven/juvenielen naar de verschillende deelgebieden van de Noordzee (genoemd in kolom 1). Als er bijvoorbeeld 10% bij de Voordelta staat voor een bepaalde soort in een jaar, dan betekent dit dat 10% van de totale jaarproductie aan larven naar dat gebied wordt getransporteerd. Deze deelgebieden refereren deels tot volledig aan Natura 2000- gebieden. Waar dit het geval is, is de rij donkergroen gearceerd.

Voor de centrale en zuidelijke Noordzee geldt dat hier (aangemelde, nog niet allemaal aangewezen) Natura 2000-gebieden in aanwezig zijn, t.w. de Klaverbank en Doggersbank zijn aangemeld als Habitatrichtlijngebied respectievelijk de Bruine Bank en het Friese Front als Vogelrichtlijngebied. De Bruine Bank is een gebied dat mogelijk in de toekomst voor Natura 2000 bescherming in aanmerking komt. Echter, vogels en zeezoogdieren foerageren in deze gebieden vooral op adulte vis. Juveniele vis is hier veel minder aanwezig; deze zitten vooral in de kustwateren en de overgangswateren (Teal et al. 2009, Van Damme et al. 2011). De Natura 2000 gebieden in de centrale en zuidelijke Noordzee zijn daarom voor de toetsing op effecten van heien op de overleving van vislarven/juvenielen en de doorwerking naar beschermde vogels en zeezoogdieren niet relevant.

Er zijn drie jaren gemodelleerd met verschillende weersomstandigheden (zie vorig hoofdstuk). In kolom 5 en verder wordt aangegeven wat de relatieve afname is in percentages ten opzichte van de referentiesituatie (als 100%). Een reductie van bijvoorbeeld 2,5% in de Voordelta betekent een afname van 2,5% van de aanvoer van larven naar de Voordelta ten opzichte van de referentiesituatie in het betreffende jaar, d.w.z. de situatie zoals deze is als er niet geheid wordt. Dit is niet de reductie van de totale larvenproductie, alleen van het deel van de larvenproductie dat in de Voordelta normaliter (dus in de referentiesituatie) wordt aangevoerd.

De drie verschillende exercities van het model voor tong en schol zijn uitgevoerd, waarvan voor tong de belangrijkste berekening in de meest rechtse kolom staat (mortaliteit 100%, 400 m, noord). Immers, voor tong is in een experimentele opzet aangetoond dat de sterfte van de larven van deze soort maximaal 100% tot op 400 m bedraagt. Voor de overige soorten is de aanname nog steeds 100% sterfte tot op 1000 m afstand van de heilocatie. Hierbij is nog een onderscheid gemaakt tussen heien in het noordelijk gelegen deelgebied en het zuidelijk gelegen deelgebied van het windpark. De relevante aanname (die in de verdere tekst en

doorrekening is meegenomen) voor deze soorten is onderstreept. Bij elke relevante aanname is de maximale reductie in aanvoer rood gekleurd.

Kader 7.1 toelichting tabellen

Tabel A schol: Resultaat van de modelberekening voor de effecten van heien op de locatie Q4 West op de aanvoer van schollarven naar de beschermde gebieden. Zie uitleg tekst. Nota bene: de som van de rechter kolommen is geen 100%. Een deel van de larven verdwijnt uit naar gebieden niet opgenomen in de tabel (noordelijke Noordzee en zuidelijk Kanaal). Maximale reducties van larven/juvenielen in het betreffende Natura 2000 gebied zijn rood gekleurd. De relevante aanname voor sterfte is onderstreept.

Tabel B tong: Resultaat van de modelberekening voor de effecten van heien op de locatie Q4 West op de aanvoer van tonglarven naar de beschermde gebieden. Zie uitleg tekst. Nota bene: de som van de rechter kolommen is geen 100%. Een deel van de larven verdwijnt naar gebieden niet opgenomen in de tabel (noordelijke Noordzee en zuidelijk Kanaal). Maximale reducties van larven/juvenielen in het betreffende Natura 2000 gebied zijn rood gekleurd. De relevante aanname voor sterfte is onderstreept.

Tabel C haring: Resultaat van de modelberekening voor de effecten van heien op de locatie Q4 West op de aanvoer van haringlarven naar de beschermde gebieden. Zie uitleg tekst. Nota bene: de som van de rechter kolommen is geen 100%. Een deel van de larven verdwijnt naar gebieden niet opgenomen in de tabel (noordelijke Noordzee en zuidelijk Kanaal). Maximale reducties van larven/juvenielen in het betreffende Natura 2000 gebied zijn rood gekleurd.

Tabel 7.1 Reductie Vislarven

Tabel A Schol	Referentiesituatie			Mortaliteit 100%, 1000m, noord			Mortaliteit 100%, 1000m, zuid			Mortaliteit 100%, 400m, noord		
	1996	2000	2002	1996	2000	2002	1996	2000	2002	1996	2000	2002
Engelse Kanaal kust	4,82%	1,69%	2,59%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Engelse kust rest	7,22%	9,62%	7,87%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Belgische kust	0,33%	1,15%	1,34%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Franse Kanaal kust	1,78%	0,74%	1,40%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Schelde estuarium (Westerschelde)	10,44%	3,36%	1,93%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Voordelta	0,89%	0,44%	0,32%	-0,12%	0,00%	0,00%	-0,19%	0,00%	0,00%	-0,05%	0,00%	0,00%
Hollandse Kust	6,83%	2,35%	0,68%	-3,09%	-2,98%	-1,39%	-3,76%	-3,55%	-1,30%	-1,41%	-1,20%	-0,61%
Waddenkust (Noordzeekustzone)	2,07%	2,37%	0,23%	-5,50%	-1,02%	-2,01%	-4,90%	-0,99%	-1,85%	-2,47%	-0,45%	-0,86%
Waddenzee NL	2,66%	12,95%	3,09%	-7,64%	-2,15%	-2,53%	-7,02%	-2,09%	-2,47%	-3,46%	-0,94%	-1,09%
Duitse en Deense Wad	0,52%	4,56%	14,58%	-3,26%	-1,46%	-0,88%	-2,71%	-1,39%	-0,82%	-1,50%	-0,66%	-0,38%
Deense kust	0,00%	0,00%	0,53%	-0,88%	-0,79%	-0,45%	-0,63%	-0,57%	-0,41%	-0,43%	-0,38%	-0,22%
Centrale Noordzee	4,37%	15,74%	4,44%	-0,89%	-0,03%	-0,05%	-0,78%	-0,03%	-0,05%	-0,40%	-0,01%	-0,02%
Oostelijke Noordzee	5,57%	12,73%	27,66%	-3,32%	-0,57%	-0,38%	-2,91%	-0,55%	-0,36%	-1,50%	-0,26%	-0,17%
Zuidelijke Noordzee	28,12%	26,65%	18,50%	-0,39%	-0,18%	-0,08%	-0,46%	-0,23%	-0,09%	-0,17%	-0,08%	-0,04%
Kanaal	18,93%	3,49%	4,94%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%

Tabel B Tong	Referentiesituatie			Mortaliteit 100%, 1000m, noord			Mortaliteit 100%, 1000m, zuid			<u>Mortaliteit 100%, 400m, noord</u>		
	1996	2000	2002	1996	2000	2002	1996	2000	2002	1996	2000	2002
Engelse Kanaal kust	0,65%	0,84%	0,27%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Engelse kust rest	1,36%	1,38%	2,51%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Belgische kust	3,95%	3,09%	2,18%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Franse Kanaal kust	2,69%	2,74%	2,47%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Schelde estuarium (Westerschelde)	1,00%	1,02%	1,45%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Voordelta	1,51%	1,60%	2,65%	-0,04%	0,00%	0,00%	-0,03%	0,00%	0,00%	-0,01%	0,00%	0,00%
Hollandse Kust	1,11%	1,22%	1,48%	-5,52%	-2,56%	-2,07%	-3,25%	-1,72%	-1,34%	-2,65%	-1,23%	-0,97%
Waddenkust (Noordzeekustzone)	1,18%	1,25%	1,68%	-2,06%	-2,97%	-2,76%	-0,82%	-1,33%	-1,20%	-0,93%	-1,37%	-1,24%
Waddenzee NL	0,71%	0,83%	0,95%	-0,93%	-1,20%	-1,84%	-0,35%	-0,51%	-0,78%	-0,41%	-0,53%	-0,82%
Duitse en Deense Wad	13,15%	13,26%	17,39%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Deense kust	0,73%	1,69%	3,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Centrale Noordzee	0,46%	0,28%	0,20%	-3,81%	-4,93%	-3,57%	-1,47%	-2,07%	-1,56%	-1,69%	-2,21%	-1,60%
Oostelijke Noordzee	15,56%	15,71%	15,55%	-0,13%	-0,17%	-0,23%	-0,05%	-0,07%	-0,09%	-0,05%	-0,08%	-0,10%
Zuidelijke Noordzee	15,85%	16,55%	28,49%	-0,51%	-0,17%	-0,11%	-0,26%	-0,09%	-0,06%	-0,25%	-0,08%	-0,05%
Kanaal	28,46%	28,01%	16,18%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%

Tabel C Haring	Referentiesituatie			Mortaliteit 100%, 1000m, noord		
	1996	2000	2002	1996	2000	2002
Engelse Kanaal kust	1,77%	0,36%	0,05%	0,00%	0,00%	0,00%
Engelse kust rest	2,61%	1,52%	0,33%	0,00%	0,00%	0,00%
Belgische kust	1,15%	0,39%	0,10%	0,00%	0,00%	0,02%
Franse Kanaal kust	2,00%	0,30%	0,04%	0,00%	0,00%	0,00%
Schelde estuarium (Westerschelde)	0,22%	0,93%	0,78%	0,02%	0,02%	0,03%
Voordelta	0,33%	1,88%	1,53%	0,06%	0,02%	0,01%
Hollandse Kust	0,15%	0,88%	1,68%	-0,41%	-2,01%	-1,52%
Waddenkust (Noordzeekustzone)	0,03%	0,86%	1,39%	-12,35%	-12,51%	-8,49%
Waddenzee NL	0,01%	0,32%	1,33%	-9,98%	-10,96%	-7,99%
Duitse en Deense Wad	0,00%	0,01%	0,45%	-3,34%	-1,17%	-2,82%
Deense kust	0,00%	0,00%	0,54%	-0,02%	-0,56%	-1,10%
Centrale Noordzee	2,41%	19,68%	5,87%	-1,25%	-0,76%	-1,13%
Oostelijke Noordzee	0,59%	29,70%	67,02%	-4,30%	-2,54%	-1,97%
Zuidelijke Noordzee	45,63%	33,43%	10,61%	-0,17%	-0,45%	-0,75%
Kanaal	29,78%	5,10%	0,50%	0,00%	0,00%	0,00%

Uit de resultaten van de modelruns blijkt het volgende:

Schol

Voor schol is de standaardsterfte 100% tot op 1000 meter (en daarna 0%). De sterkste afname wordt door het model voorspeld voor de Waddenkust+, waar het grootste deel van Natura 2000 gebied Noordzeekustzone in valt, 5,5%, en de Waddenzee, ca. 7,5 %. Voor de Voordelta en de Westerschelde is de afname verwaarloosbaar klein, < 0,2 %. Alhoewel de Vlake van de Raan niet apart gemodelleerd is, zal de afname daar tussen die van de Voordelta en de Belgische kust in zitten, en is in ieder geval verwaarloosbaar klein.

De afname van de aanvoer van schollarven naar buitenlandse Natura 2000 gebieden is alleen noemenswaardig in het geval van de aanvoer naar de Duitse en Deense Waddenzee, met een maximum van ca. 3,3%. Indien de heillocatie in het zuidelijk deel van het windpark wordt geplaatst, is voor de noordelijke Natura 2000- gebieden de afname van de larvenaankomst ca. een half procent lager voor de noordelijke locaties. Voor de Voordelta stijgt de afname maar blijft beneden de 0,2 % en is zeer klein. Indien de sterfte zoals voor tonglarven (100% sterfte tot 400 m in plaats van 1 km ook geldt voor schollarven, wordt het effect op de aanvoer van larven naar de Natura 2000-gebieden gehalveerd).

Tong

Voor tong is zoals eerder uitgelegd de standaardsterfte 100% tot op 400 meter, en daarna 14% tot op 1000 meter. De sterkste afname wordt door het model voorspeld voor de centrale Noordzee, ca. 2,2 %. Voor de Noordzeekustzone en de Waddenzee is een lager effect berekend, respectievelijk 1,4 % en 0,8 %. Voor de overige Nederlandse Natura 2000 gebieden is het effect 0,01 % of minder. Ook voor de buitenlandse Natura 2000-gebieden is het effect verwaarloosbaar klein. Indien de heillocatie in het zuidelijk deel van het plangebied wordt geplaatst, zal de afname in de noordelijke Natura 2000-gebieden lager uitvallen (zie verschil andere twee runs, met 100% sterfte tot op 1000 m).

Haring

Voor haringlarven is de afname van de aanvoer het sterkst voor de Noordzeekustzone en de Waddenzee, 12,5 % respectievelijk 11 %. Het effect op overige (Natura 2000) gebieden is beduidend minder, met een maximum afname van iets meer dan 3 % voor de Duitse en Deense Waddenzee.

7.1.2 Doorwerking juvenielen en kinderkamerfunctie

De modelstudies voorspellen maximale reducties in de larvenaankomst naar Natura 2000 kustwateren en overgangswateren variërend van 12,5 % voor haring, 7,5 % voor schol en 1,4 % voor tong. Voor de overige vissoorten die prooi zijn voor vogels en zeezoogdieren in Natura 2000-gebieden is een inschatting gemaakt in hoeverre deze beïnvloed zouden kunnen worden door heien. Deze inschatting is voornamelijk gebaseerd op de locatie van de paaigronden ten opzichte van de windparken en de kustgebieden, en daarnaast ook op grond van het gedrag van de larven voor zover bekend. De lijst met prooi-soorten bevat ook de belangrijkste kinderkamersoorten.

De vraag is nu wat een eventuele reductie in larven betekent voor de abundantie van juvenielen. Dit is van belang met oog op verandering in voedselbeschikbaarheid voor vogels en zoogdieren, maar ook met oog op de kinderkamerfunctie van kustwateren. Voor veel mariene

vissoorten geldt dat de relatieve jaarklassterkte bepaald wordt gedurende de ei- en larvale stadia (Cushing 1982, Legget & Deblois 1994). Gedurende deze periode vindt de meeste mortaliteit plaats, en bestaat de meeste variabiliteit tussen jaren. Als een jaarklas relatief sterk is aan het begin van de juveniele levensfase, dan blijft deze jaarklasse meestal ook relatief sterk in de opeenvolgende jaren. Dichtheidsafhankelijke processen gedurende de juveniele en adulte levensstadia temperen mogelijk de variabiliteit enigszins, maar veranderen niet het relatieve patroon in jaarklassterkte (van der Veer et al, 2000).

Op grond van het voorgaande wordt aangenomen dat voor soorten waarbij de relatieve jaarklassterkte bepaald wordt gedurende de ei- en larvale stadia een daling van de abundantie aan het einde van de larvale fase één op één vertaald kan worden in een daling van het aantal juvenielen. Dit is uiteraard het “worst-case scenario”. Indien mortaliteit ten gevolge van heien plaatsvindt ruim voor het einde van de larvale fase, dan is de doorvertaling minder dan 1 op 1.

Voor alle soorten die mogelijk blootgesteld worden aan mortaliteit ten gevolge van heien is aangegeven in hoeverre dat door zou kunnen werken in de juveniele levensfase (Tabel 7.2). Alle soorten hebben soortspecifieke eigenschappen die niet alleen van invloed kunnen zijn op het potentiële effect van heien op larven, maar ook op hoe dat zich doorvertaalt naar juvenielen. Een nadere toelichting over de extrapolatie naar overige (niet model) soorten en over de doorvertaling naar juvenielen wordt gegevens in Bos et al. (2009).

Tabel 7.2 Karakteristieken die doorvertaling larven naar juvenielen bepalen, en resultaat doorvertaling

Soort	Kinderkamer ¹	Doorvertaling naar juvenielen	Vergelijkbaar met model-soort	Effect heien?	Maximale reductie larven	Doorvertaling naar reductie juvenielen
Haring	Ja	Kinderkamer NIET beperkt, jaarklassterkte bepaald door juveniele fase	Haring	ja	12,5%	8%
Sprot	Ja/nee	Kinderkamer NIET beperkt, jaarklassterkte bepaald voor juveniele fase, ruime verspreiding	Haring	ja	12,5%	4%
Spiering	nee	Niet relevant, paait in zoet water	-	nee	0	0
Kabeljauw	ja	Kinderkamer NIET beperkt, jaarklassterkte bepaald voor juveniele fase	Haring	misschien	12,5%	4-8%
Wijting	ja	Kinderkamer NIET beperkt, jaarklassterkte bepaald door juveniele fase, ruime verspreiding	Haring	misschien	12,5%	4%
Dwergbolke	nee	Kinderkamer NIET beperkt, paaggronden onbekend; onbekend wat jaarklassterkte bepaalt		misschien	?	?
Steenbolke	ja	Kinderkamer NIET beperkt, paaggronden		misschien	?	?

Soort	Kinderkamer ¹	Doorvertaling naar juvenielen	Verge- lijkbaar met model- soort	Effect heien?	Maximale reductie larven	Doorver- taling naar reductie juvenielen
		onbekend; onbekend wat jaarklassterkte bepaalt				
Driedoorn	nee	Niet relevant, paait in zoet water	-	nee	0	0
Grauwe poon	nee	Beperkt effect: larven settelen snel, ruime verspreiding (buiten Waddenzee); onbekend wat jaarklassterkte bepaalt	Tong (1000 m)	misschien	5%	1%
Rode poon	ja	Beperkt effect: larven settelen snel, ruime verspreiding; onbekend wat jaarklassterkte bepaalt	Tong (1000 m)	misschien	5%	4%
Zeedonderpad	nee	Niet relevant, residente kustgebonden soort	-	nee	0	0
Horsmakreel	nee	Kinderkamer NIET beperkt, buiten Waddenzee; jaarklassterkte erg variabel	Haring	ja	12,5%	3%
Kleine zandspiering	nee	Kinderkamer beperkt, jaarklassterkte bepaald voor juveniele fase	Tong (1000 m)	misschien	5%	4%
Noordse zandspiering	nee	Kinderkamer patchy, jaarklassterkte bepaald voor juveniele fase	Haring	ja	12,5%	8%
Pitvis	nee	Beperkt effect: larven settelen snel, ruime verspreiding; onbekend wat jaarklassterkte bepaalt	Tong (1000 m)-	nee	5%	5%
Dikkopje	nee	Niet relevant; estuariene soort; eieren lokaal	-	nee	0	0
Lozano's grondel	nee	Niet relevant; kustgebonden soort; eieren lokaal	-	nee	0	0
Brakwatergrondel	nee	Niet relevant; estuariene soort; eieren lokaal	-	nee	0	0
Schol	ja	Kinderkamer beperkt, jaarklassterkte bepaald door juveniele fase	Schol	ja	7,5%	7,5%
Bot	Ja/nee	Intermediair tussen schol en tong	Schol / Tong (1000 m)	misschien	6,5%	6,5%
Schar	ja	Intermediair tussen schol en haring; jaarklassterkte bepaald in 1 ^e -2 ^e jaar	Haring / Schol	misschien	10%	2%
Tong	ja	Kinderkamer beperkt, soort paait dichtbij de	Tong	ja	1,4%	1,4%

Soort	Kinderkamer ¹	Doorvertaling naar juvenielen	Vergelijkbaar met model-soort	Effect heien?	Maximale reductie larven	Doorvertaling naar reductie juvenielen
		kust; jaarklassterkte bepaald door juveniele fase				

1) bijdrage aan kinderkamerfunctie Natura 2000 gebieden. KK staat voor kinderkamerfunctie

Uit bovenstaande tabel blijkt dat een afname van juvenielen met meer dan 5% wordt ingeschat voor haring, kabeljauw en noordse zandspiering, schol en bot. Voor de overige geselecteerde soorten is het verwachte effect minder dan 5%. Indien de gereduceerde mortaliteit voor tong (gebaseerd op de recente geluidsexperimenten) ook wordt aangenomen voor schol en bot (platvissoorten die net als tong geen of beperkte zwemblaasontwikkeling vertonen) dan is het verwachte effect voor deze twee soorten ook minder dan 5%.

De vraag of de kinderkamerfunctie van de Natura 2000 gebieden aangetast wordt door heien kan op verschillende wijzen geïnterpreteerd worden:

1. Wordt de geschiktheid van het gebied als kinderkamer aangetast;
2. Verandert het gebruik van het gebied als kinderkamer;
3. Verandert de recrutering naar de volwassen populatie.

ad 1) De geschiktheid van een gebied als kinderkamer hangt af van het voedselaanbod en de predatiedruk. Ondiepe wateren zoals de Waddenzee bieden gunstige omstandigheden als opgroeigebied: er is voldoende voedsel aanwezig en er is bescherming tegen predatie omdat grotere roofvissen minder talrijk zijn in ondiepe wateren (o.a. Zijlstra et al. 1982, Maes et al. 2005). Er is geen enkele reden om te veronderstellen dat de aanleg van windmolenparken deze karakteristieken van de Natura 2000-gebieden zal doen veranderen.

ad 2) De kinderkamerfunctie van een gebied kan echter ook afgemeten worden aan het feit of juveniele vissen deze gebieden daadwerkelijk gebruiken als opgroeigebied. In dit opzicht is een reductie van de larvenaandoer, die doorvertaalt naar een opvallende (>5%) reductie in het aantal juveniele vis in de Natura 2000-gebieden, van groot belang. In de worst-case scenario's kan heien leiden tot een maximale reductie tot 8% in de aantallen juveniele vis van sommige soorten in het Natura 2000 gebied Noordzeekustzone. In de resultaten van de modellering zoals deze voor windpark Q4 West is verricht, kunnen significante effecten op de kinderkamerfunctie van de Waddenzee worden uitgesloten. In de Waddenzee treedt een eenmalige reductie van juvenielenaandoer van 8% op voor haring en Noorse zandspiering. Dit is wel een opvallende reductie in de aanvoer van juvenielen, maar vanwege het eenmalige karakter wordt dit niet als een blijvend effect op de kinderkamerfunctie gezien.

ad 3) Verandering in de kinderkamerfunctie van een gebied zou ook geëvalueerd kunnen worden door het effect op de totale recrutering aan de Noordzee visbestanden te schatten. Deze benadering valt echter buiten de reikwijdte van dit onderzoek omdat hiervoor de bijdragen van alle kinderkamers, dus niet alleen de (Nederlandse) Natura 2000 gebieden, gekwantificeerd

zouden moeten worden. Bovendien is deze benadering niet relevant als het gaat om de instandhoudingdoelen van Natura 2000 gebieden.

7.2 Doorwerking op vogels en zeezoogdieren

7.2.1 Selectie visetende zeevogels, zeezoogdieren en hun voedsel

Alle vogel- en zoogdiersoorten die op de Noordzee (inclusief de Natura 2000 gebieden Noordzeekustzone en Voordelta), in de Waddenzee en op de Deltawateren vis eten, krijgen mogelijk te maken met een reductie in aanvoer van vislarven en opgroeiende juveniele vis. Dit betreft de duikers, futen, stormvogeltjes, stormvogels, pijlstormvogels, jan van gent, aalscholver, reigers, lepelaar, zaagbekken, ijseend, groenpootruiter, jagers, meeuwen, sterns en alkachtigen.

Alle zeezoogdieren in Nederlandse wateren eten vis. De lijst van zeezoogdieren die regulier voorkomt, c.q. wel eens is waargenomen in de zeegebieden die hier worden onderzocht is lang, maar de belangrijkste soorten zijn de gewone en de grijze zeehond, de bruinvis, de witsnuitdolfijn en de tuimelaar. Hiervan zijn de twee soorten zeehond en de bruinvis beschermd in de Nederlandse Natura 2000-gebieden. De bruinvis en de twee zeehonden zijn ook de enige inheemse soorten die regelmatig voorkomen.

Dieet van de verschillende soorten zeevogels en zeezoogdieren

Op grond van literatuurstudie en waarnemingen (pers. Obs. M. Leopold en A. Brenninkmeijer) is het dieet van onder bovenstaand punt genoemde, in Natura 2000-gebieden beschermde, viseters samengevat in figuur 7.1

.

Figuur 7.1 Voedselvoorkeuren vogels en hun mogelijke voedselbeperking en relatie met broedresultaat

Vogels	soorten	Voedselbeperking	Broedsucces gerelateerd	Bron
Roodkeelduiker	haring, sprot, spiering, zandspiering, grondels, kabeljauw, wijting, zeebaars, stekelbaars schol, bot, uitgespuide zoetwatervis	nee	n.v.t.	Madsen 1957; Leopold pers. comm.; Guse 2005
Parelduiker		nee	n.v.t.	idem
Fuut	haring, sprot, spiering, zandspiering, grondels, kabeljauw, wijting, botervis, nereis	nee, areaal beperkt (zeer kustgebonden)	n.v.t.	Madsen 1957; Leopold pers. comm.
Kuifduiker en Geoorde fuut	grondels, nereis, spiering, zeenaalden	onbekend	n.v.t.	Madsen 1957; Leopold pers. comm.
Stormvogeltje en Vaal stormvogeltje	plankton, inclusies vislarven, kleine visjes		n.v.t.	D'Elb� & H�mery 1998
Noordse stormvogel			n.v.t.	-
Grauwe, Noordse en Vale Pijlstormvogel	(pijl)inktvis, sardien, ansjovis, zandspiering, zilversmelt, discards		n.v.t.	Brooke 1990; Furness 1994; Arcos & Oro 2002; Y�sou 2003; Poot 2005
Middelste zaagbek	grondels, stekelbaars, strandkrabben, zeenaalden, koomaarsvis, stekelbaars, puitaal, botervis, schol, bot, zeedonderpad, zandspiering, haring, kabeljauw	onbekend, maar waarschijnlijk niet (zijn er niet zoveel van)	n.v.t.	Doombos 1984; Madsen 1957
Jan van gent	haring, makreel, sprot, zandspiering, kabeljauwachtigen, discards	nee, populatie groeit	neemt nog steeds toe, dus ook geen relatie	Hamer 2007; Leopold & Platteeuw 87;
Aalscholver	haring, sprot, zandspiering, grondels, kabeljauw, wijting, horsmakreel, makreel, zeebaars, stekelbaars, zeenaalden, zeedonderpad, schol, bot, schaar, tong, zoetwatervis	nee	broedsucces neemt wel toe voor de kustkolonies, maar andere kolonies beperkt. Daarom komen ze naar zee. Voedsel in zee is overmaat, geen beperking door juv sterfte. Maar zie ook verhaal bij de kleine mantel hieronder t.a.v. koloniegrootte. Per kolonie er wel beperking zijn, stopt allemaal op 1000 paar.	Leopold pers comm; Leopold et al. 1998; Van Damme et al. 1994
Blauwe reiger en Kleine zilverreiger	paling, grondels, juveniele platvis (Waddenzee). Allerlei rond- en platvis (Schotland)	nee	onbekend	Leopold pers. comm.; Carss & Marquiss 1996; Lekuona 1999
Lepelaar	in wadprijen: juveniele platvissen, grondels, garnalen, steurgarnalen, driedoornige stekelbaars. Aangevuld met vis, aasgarnalen, insecten in in het voorjaar op het wad zoete wateren		onbekend, populatie groeit	Jonker 1987; 1993; van Wetten & Winternans 1986; 1987; van Wetten et al. 1986; de Kraker 1996 en pers. comm. Min LNV 1994
IJseend	grondels		n.v.t.	Leopold pers. comm.; Frengen & Thingstad 2002; Zydels & Ruskyte 2005
Groenpootruiter en Zwarte Ruiter	grondels		n.v.t.	Swennen 1971; Holthuijzen 1975
Dwergmeeuw	vooral vislarven (o.a. schol, zandspiering), juvenielen van haring, sprot, zandspiering etc., insecten	nee	n.v.t.	Garthe 2003; Schwemmer & Garthe 2006)
Kokmeeuw	spiering, haring, sprot, gamaal,			Swennen (in Smit & Wolff 1980); Leopold et al. 2004

Stormmeeuw	discards; nereis, kleine vis (koomaarsvis, zeenaalden,) ook veel schelpdieren etc van het wad, terrestrisch (regenwormen), insecten	mogelijk, aantallen broedvogels veel kleiner dan die van zilver- en kleine mantelmeeuw	onbekend	Reijnders & Keijl 1997; Arbouw & Swennen 1985; Demedde 1994; Garthe et al. 1999; Keijl et al. 1986; Kubetzki & Garthe 2003; Kubetzki et al. 1999; Winter 1995
Kleine mantelmeeuw	haring en sprot (stapel in broedtijd in onze wateren), zwemkrab (stapel duitse wateren maar ook in onze wateren), poon (ook belangrijk), horsmakreel (disc), kabeljauwachtigen (discard), nereis, pitvis (als discards), zandspiering (discards), platvis (discards), afval, regenwormen	mogelijk (haring nodig voor goed broedsucces)	Vermoedelijk wel. Bijvoeren helpt, groeien harder, minder predatie door zilvermeeuw. geen empirie tav veldgegevens vis en broedsucces. 92 slecht haring 94 goed haring. maar niet gemeten in 94, 92 wel: bijvoeren exp. hielp. zie boven. Vertaling moeilijk kwantitatief: niet 1 op 1, en mogelijk significant als slecht haringjaar. In goede jaren vaak overmaat. Op Texel groeit de kolonie niet meer, ondanks de geschiktheid van habitat. Moet daarom momenteel voedsel beperkt zijn. Foerageerfstand i.c.m. voedsel bereikbaarheid is dan beperkend. Nieuwe kolonie elders kan dan de populatie weer doen groeien.	Spaans & Noordhuis 1989; Noordhuis & Spaans 1992; Spaans et al. 1994; van Klinken 1992; Bukacinski et al. 1996; Garthe et al 1999; Kubetzki & Garthe 2003
Zilvermeeuw	alle soorten vis als discards, haring, sprot	mogelijk, aantallen lopen terug	vermoedelijk wel, maar onduidelijk is nog in hoeverre dit samenhangt met marien voedsel	Spaans 1991, Bukacinska et al. 1994; Garthe et al. 1996
Grote mantelmeeuw	alle soorten vis als discards; onbekend wat ze zelf vangen op NCP			Garthe et al. 1996
Drieteenmeeuw	zandspiering, sprot (Friese Front) en dwergtong. Ook wijting op Helgoland. In de winter aangevuld met grondels, garnalen, nereis. Kuikens: wijting (m.n.), zandspiering, sprot, nereis	wel in Shetland (gebrek zandspiering), niet voedselgelimiteerd op Helgoland (populatie groeit)	neemt toe op Helgoland ook in NL. Geen limitatie (voorlopig).	Camphuysen en de Vreeze 2005; Markones 2007; Prüter 1986; 1989; Vauk-Hentzelt & Bachmann 1983; Maul 1994
Grote stern	haring, sprot, zandspiering (alles als stapel), ouders ook nereis (eifase),	mogelijk	verschillende oorzaken voor stagnatie pop. wintersterfte Afrika speelt mee, maar voedsel speelt ook een rol. In Wad wel een relatie tussen haringindex en popgroei, in Delta niet. Relatie lijkt lineair	Courtens et al. 2007; Stienen et al. 2007; Brenninkmeier et al. 2002; Stienen & Brenninkmeier 1998; Garthe & Kubetski 1998; Veen 1977
Dwergstern	zandspiering, sprot, haring, garnalen, juveniele platvisjes en kabelauwachtigen	mogelijk	vooral verstoring in de Delta bepalend. verder geen aanwijzingen voor voedsel effect op broedsucces momenteel door andere factoren.	Beijersbergen 1998; Hoekstein 1997; Brenninkmeier et al. 2002; Norman 1992
Visdief	haring, sprot, zandspiering, stekelbaars, spiering, grondels juveniele platvis en garnalen (tweede keus)	kunnen voedselgelimiteerd zijn op Griend (in de meeste jaren)	ja, verplaatsen zich van Griend naar IJsselmeer. In slechte zandspiering jaren komen met ouders verkeerde (=suboptimale) prooi aanzetten.	Stienen en Brenninkmeier 1992; Stienen 2006; Wendeln 1998; Stienen & van Tienen 1991; Massias & Becker 1990; Becker et al. 1997; Brenninkmeier pers. comm.; Franck 1992; Niedermosheide 1996

Noordse stern	zandspiering, koolvis, stekelbaars, haring sprot, spiering, grondel (in slechte omstandigheden platvis), gamalen, nereis. Ook schelpdieren en polychaeten en mossels	doet bijna alle jaren slecht, zit aan de rand van verspreidingsgebied	als visdief patroon. Mar crustaceen hebben hier ook een rol in het voedsel. Zit hier aan de zuidrand van verspreidingsgebied, dus hebben sowieso al voedselproblemen en schaaldieren en wormen kunnen daarvan een gevolg zijn.	Niedermostheide 1996; Franck 1992; Stienen & van Tienen 1991
Zeekoet	sprot en juv horsmakreel (Friese Front) NZK: 26 soorten vis, m.n. haring, dwerg/steenbolk, wijting, sport, zandspiering, grondels, dwergtong, pitvis. Zomer Helgoland: ,sprot haring zandspiering. Winter Helgoland: veel zeenaald en gobies.	groeïende populatie op Helgoland. In de winter komen regelmatig wrecks voor: massale sterftes agv aanhoudend slecht weer en voedselgebrek	neemt ook nog steeds toe, dus ook geen relatie	Geertsma 92; Leopold & Camphuysen (92); Leopold ea 1992; Alicki 93. Sonntag; Hüppop 2005; Ouweland ea 2004; Grunsky 1994
Alk	veel beperktere keuze dan zeekoet: vooral haring, sprot, zandspiering, stekelbaars	groeïende populatie op Helgoland. In de winter komen regelmatig wrecks voor: massale sterftes agv aanhoudend slecht weer en voedselgebrek		Ouweland ea 2004
Zeezoogdieren				
Gewone zeehond	platvis, zandspiering, zeedonderpad	nee, snel groeiende populatie		Havinga 1933; Brasseur et al.; in prep.
Grijze zeehond	platvis, kabeljauwachtien, zandspiering	nee, snel groeiende populatie		Brasseur et al., in prep.; Leopold et al.; in prep.
Bruinvis	stapel: grondels, wijting; zandspiering, verder alle soorten rondvis	vermoedelijk wel. Populatie groeit niet; vooral in zomer veel sterfte door ziektes, vermagering		Leopold & Camphuysen 2006
Witsnuitdolfijn	kabeljauw, wijting, schelvis, steenbolk	nee		Smeenk & Gaemers 1987; Smeenk & Addink 1990; Kinze et al. 1997; MacLeod et al. 2008
Tuimelaar	kabeljauw, wijting, haring	?		Verwey 1975; (zeer beperkt) maagonderzoek IMARES

Relevante overige prooivissoorten

Voor de verschillende soorten is zo goed mogelijk nagegaan waar en wanneer ze paaïen, of hun larven langs de heillocatie driften en in welke mate ze daarbij lijken op de gemodelleerde soorten haring, schol of tong (zie vorige paragraaf). Op grond van deze analyse vallen effecten van heien voor een aantal soorten uit te sluiten: vissen die resident zijn in de Waddenzee, (Voor)Delta of Kustzee komen nooit dicht genoeg bij het heien om te worden beïnvloed. Larven van soorten die in het zoete water paaïen en opgroeien, zullen ook niet worden beïnvloed en dit geldt ook voor soorten die ver weg op de Noordzee paaïen en als larf nooit in de Zuidelijke Bocht komen. Toekomstige variaties in de bestandsgroottes van deze soorten kunnen dus niet worden veroorzaakt door larvensterfte als gevolg van offshore heien. Niet beïnvloed zijn daarom de soorten:

- spiering, driedoornige stekelbaars (paaïen in zoet water);
- zeedonderpad, puitaal, botervis, dikkopje, Lozano's grondel, brakwatergrondel (residente soorten, leven in estuaria en dicht onder de kust);
- makreel (paaït ver weg op de noordelijke Noordzee, ver buiten bereik van het heien)

Niet of nauwelijks beïnvloed worden vissoorten die vooral dicht onder de kust paaïen van de Noordzee, of die verspreid over een groot gebied op de Noordzee paaïen, en larven hebben die snel na de bevruchting al op de bodem settelen:

- kleine zandspiering en tong (leven of paaïen dicht onder de kust);
- grauwe en rode poon, pitvis (paaïen verspreid, larven settelen snel op de bodem)

NB: tong is wel meegenomen als soort waarop een effect te verwachten is. Dit heeft te maken met het belang van de soort als prooidier voor vooral zeehonden (maar vooral als meerjarige vis, niet als juveniel). Het zeer beperkte effect van heien op deze soort wordt onderstreept door de bovengenoemde resultaten. Ondanks het relatief dicht bij de kust gelegen plangebied voor Q4 West wordt een verminderde aanvoer van larven en juvenielen van slechts enkele procenten gemodelleerd.

Wellicht niet of nauwelijks beïnvloed worden vissoorten die vermoedelijk verspreid over een groot gebied op de Noordzee paaïen en niet geconcentreerd in kinderkamers opgroeien:

- dwerg- en steenbolk (paaigronden onbekend);
- dwergtong (paaigronden vermoedelijk groot gebied en geen concentratie in kinderkamer);
- horsmakreel (geen concentratie in kinderkamers).

Wel beïnvloed worden soorten die paaïen in de Zuidelijke Bocht van de Noordzee en waarvan de larven met stroming verplaatst worden naar de kinderkamers langs de kust, in de Waddenzee en in de Voordelta:

- haring, sprong, kabeljauw en wijting, Noordse zandspiering, schol, bot en schar.

Deze laatste groep van soorten zijn voor veel zeevogels en zeezoogdieren belangrijke prooi-soorten. De meeste soorten die niet of nauwelijks door het heien zullen worden beïnvloed, althans niet in de Natura 2000 gebieden, vormen over het algemeen minder belangrijke voedselbronnen.

Voor met name de grijze zeehond, die ook veel zandspiering eet, ligt dit mogelijk complexer. Deze dieren houden het jaar rond een binding met Voordelta en Waddenzee en zouden in een deel van hun offshore foerageergebied te maken kunnen krijgen met een verminderd aanbod van (Noordse) zandspiering. Het impact gebied is echter vermoedelijk relatief gering (zandspiering komt over grote gebieden voor in de uitgestrekte zandbodems van de Zuidelijke Bocht) en de grijze zeehond heeft een divers dieet.

Relevante soorten predatoren - Vogels

De relatie tussen de populatieomvang van visetende zee- en kustvogels en hun voedsel is zeer complex. Voor visetende vogels zijn zowel de grootte van de visstand als de beschikbaarheid van vis van belang. De grootte van de visstand wordt bepaald door vele factoren, zoals de (abiotische) omstandigheden op de paaiplaatsen en in de opgroeigebieden, de zeestromingen, de aanwezigheid van predatoren en het voedselaanbod voor de vissen en ook door visserij. De beschikbaarheid van vis voor de vogels is ook afhankelijk van veel factoren. De visbeschikbaarheid is vaak iets anders dan de hoeveelheid vis die aanwezig is. De beschikbaarheid is behalve van de weersomstandigheden ook afhankelijk van de verticale migratiebewegingen van de vissoort, die beïnvloed kan worden door de aanwezigheid van voedsel, roofvissen, dag-nacht ritme en abiotische factoren als zuurstofgehalte, watertemperatuur, doorzicht, stroomsnelheid e.d. (zie o.a. Veen 1976, Stienen 2006).

Bij een aantal visetende soorten is een direct verband vastgesteld tussen het broedsucces of de populatiegroei en de stand van de voor de vogels relevante vissoorten. In de jaren 80 van de vorige eeuw is met het instorten van de zandspieringstand rond de Shetland Eilanden tegelijkertijd het aantal broedparen van Noordse stern, visdief en veel andere zeevogels ingestort (Ewins 1985, Furness 1989, Martin 1989, Bailey 1991, Hamer et al, 1991, 1993). Dit verband tussen “de visstand” en het broedsucces of de populatiegrootte van een vispredator is doorgaans sterker naarmate het dieet van de betreffende predator eenzijdiger is. Een recent voorbeeld van een dergelijke koppeling in een eenvoudig voedselweb wordt gegeven door Parsons et al (2008) die beschrijven het broedsucces van drieteenmeeuwen op Shetland en de hoeveelheid zandspiering, het stapelvoedsel van deze soort. Eigenlijk is het zo dat de kans op een goed broedsucces toeneemt met de visstand maar dat er daarnaast nog andere factoren in het spel zijn.

Veel van de in Figuur 7.1 besproken zeevogels hebben een breed dieet, met vele soorten vis, vaak nog aangevuld met andere organismen. Om deze reden valt niet te verwachten dat soorten als Noordse stormvogel, middelste zaagbek, kleine zilverreiger, stormmeeuw, zilvermeeuw, grote mantelmeeuw en drieteenmeeuw meetbaar invloed ondervinden van de te verwachten reducties van vislarven.

Soorten die plankton, inclusief viseieren, vislarven en hele jonge vis eten, kunnen ook worden beïnvloed. Op voorhand is niet duidelijk of deze beïnvloeding voor hen positief of negatief zal uitpakken. Vislarven die door heien worden gedood en aan het oppervlak komen te drijven, vormen wellicht een makkelijke prooi voor stormvogeltjes en dwergmeeuwen. Kokmeeuwen eten ook vislarven, maar pas als deze in de kustzone en estuaria zijn aangekomen. Zij worden dus geconfronteerd met een reductie van een deel

van hun voedselbronnen. Kokmeeuwen hebben echter een breed dieet en zijn niet afhankelijk van deze specifieke bron.

Ook soorten die vooral prederen op vissoorten die de Waddenzee nauwelijks verlaten (grondels) zullen niets merken van een reductie van vislarven door offshore heideactiviteiten. Onder deze categorie vallen ijseend, groenpootruiter en zwarte ruit, en wellicht ook de kuifduiker en geoorde fuut. De kuifduiker is overigens geen kwalificerende soort voor de Noordzeekustzone en Waddenzee, maar wel in de Voordelta. De geoorde fuut is in geen van deze drie gebieden een kwalificerende soort.

De zaak ligt anders voor soorten die weliswaar een breed dieet hebben, maar die toch veel vissoorten eten waarbij meer dan 5% reductie van juvenielenaanvoer wordt verwacht: roodkeelduiker, parelduiker, aalscholver, fuut, jan van gent en lepelaar. De meest kwetsbare soorten zijn de vogels die in hun dieet een groot aandeel hebben van vissen die gevoelig lijken voor offshore heide: pijlstormvogels, kokmeeuw, grote stern, visdief, Noordse stern, dwergstern en alk. Kleine mantelmeeuwen, die voor het grootbrengen van hun jongen aangewezen lijken op een goed aanbod van juveniele haring, vallen hier ook onder. Van deze soorten zijn de grote stern, de visdief, de Noordse stern, de dwergstern en de kleine mantelmeeuw kwalificerende soorten voor de Noordzeekustzone, de Waddenzee en/of de Voordelta.

Beschouwen we de vogelsoorten die mogelijk kwetsbaar zijn doordat ze veel 'gevoelige' vissoorten eten (haring, sprat, kabeljauw, wijting, Noordse zandspiering, schol en bot), dan vallen de verschillende pijlstormvogels en stormvogeltjes, de jan van gent, de kokmeeuw en de alk buiten de orde van deze Passende Beoordeling, omdat het geen kwalificerende soorten zijn voor een van de Nederlandse mariene Natura 2000 gebieden. De soorten die het meest kwetsbaar zijn én die kwalificerende soorten zijn voor Voordelta, Kustzee en/of Waddenzee worden hieronder apart besproken. De onderstaande soorten worden als meest kwetsbaar gezien. Soorten als roodkeelduiker, parelduiker etc. zijn minder gevoelig omdat ze een breder dieet hebben dan de meest kwetsbare soorten en zullen pas worden meegenomen in de analyse als op de laatste categorie mogelijk significante effecten optreden door voedseltekort.

kleine mantelmeeuw

De kleine mantelmeeuw wordt in Duitsland - terecht - Heringsmöwe genoemd. Bij tijd en wijle zijn het echte (juveniele) haringspecialisten, vooral tijdens de opgroei van hun kuikens. Er zijn aanwijzingen dat, ondanks hun brede dieet in de rest van het jaar, deze periode kritisch is en dat goede broedresultaten vooral gehaald worden in jaren met een goed aanbod van juveniele haring (van Klinken 1992; Spaans et al, 1994; Bukacinski et al, 1998). Echter, ook individuen die niet veel haring aanvoeren, hebben soms een goed broedresultaat, maar de laatste jaren was het broedsucces - bij een falende recruitment van de haring - slecht (Kees Camphuysen, in de Heer 2008). Hoewel het werkelijke belang van juveniele haring nog ter discussie staat zijn er in bovengenoemde studies steeds aanwijzingen gevonden dat de beschikbaarheid van dit voedsel in de kuikentijd kritisch is voor het broedsucces van de kleine mantelmeeuw.

Grote stern

De grote stern is wellicht de meest (voedsel-)specialistische zeevogel in Nederland. Toch hebben ze zeker drie belangrijke prooi-soorten in het broedseizoen: haring, sprat en zandspiering. Van deze drie lijkt de haringstand van het grootste belang, maar de achterliggende mechanismen worden nog nauwelijks begrepen. De haringstand is variabel, zeker ook door natuurlijke oorzaken. Waarschijnlijk hebben de luchtdrukverschillen tussen de zuidelijke en noordelijke Atlantische Oceaan (de NAO-index) een sterke invloed op de ecologische processen in de Noordzee. De NAO is van invloed op wind, temperatuur en zoutgehalte van de Noordzee en bijgevolg op allerlei organismen die op deze abiotische parameters reageren. Zo beïnvloedt de NAO o.a. het transport van vislarven over de Noordzee. Bij een positieve NAO worden de haringlarven ongehinderd van de Engelse kustwateren naar de Waddenzee getransporteerd. Is de NAO in een negatieve fase, dan wordt het haringtransport naar de Waddenzee gehinderd. Er is een positief verband tussen de NAO en het aantal broedparen van de grote stern in de Nederlandse en Duitse Waddenzee. Dit verband bestaat niet voor de overige Europese populaties (Stienen 2006). Bij de grote stern is ook een direct positief verband gevonden tussen het aantal jonge haringen in de totale en zuidelijke Noordzee en het aantal broedparen van de grote stern in Nederland en op Griend tussen 1916 en 1992 (Brenninkmeijer & Stienen 1994, Stienen 2006). Het broedsucces van de grote stern vertoont echter geen verband met de juveniele haringstand, dus het aantal uitgevlogen jongen per paar blijft ongeveer gelijk in zowel goede als slechte haringjaren. Maar vanwege de correlatie met het aantal broedparen varieert het aantal uitgevlogen jongen per kolonie wel met goede en slechte haring jaren. Men dient deze gegevens voorzichtig te interpreteren. Ten eerste beslaat het foerageergebied van de broedende grote sterns, vanwege hun beperkte actieradius, slechts een deel van de zuidelijke Noordzee. Derhalve wordt aangenomen dat de lokale voedselsituatie voor broedende sterns langs de Nederlandse kust evenredig stijgt en daalt met die van de gehele (zuidelijke) Noordzee. Ten tweede bestaat het voedselpakket van de grote stern gemiddeld maar voor de ene helft uit haring en sprat en voor de andere helft uit zandspiering en smelt. Maar de haring lijkt in deze sturend voor het aantal broedparen en de overige soorten niet. Om hardere uitspraken te kunnen doen over dit positieve verband is nader onderzoek nodig naar de lokale voedselsituatie (dus het voorkomen van zandspiering, haring en sprat).

Voor zover bekend wordt zandspiering door sterns vooral gevangen op plaatsen met een sterke stroming. Op deze plaatsen komen ze door turbulentie van het water geregeld naar het oppervlak (Veen 1977). Haring en sprat bewegen zich meer onder invloed van het getij en kunnen soms in ondiep water in grote scholen binnen het bereik van sterns komen. Jonge haringen trekken in scholen in de bovenste waterlaag en zijn daardoor gemakkelijk te vangen (Boecker 1967, Veen 1977). Het broedsucces van de grote stern is dus zeker niet alleen afhankelijk van de visstand, maar ook van slechte weersomstandigheden (Brenninkmeijer & Stienen 1994, Stienen 2006).

Globaal houdt het onderzochte verband tussen juvenielen en het aantal broedparen van de grote stern in Nederland in, dat een afname van de juvenielen van 10% gepaard gaat met een afname van het aantal broedparen van circa 4% (Brenninkmeijer & Stienen 1994). Hier zit echter een aanzienlijke spreiding omheen (tot 50%) waardoor een daling van 10% van het aantal jonge haringen in enig jaar niet altijd één op één vertaald kan worden in 4% minder broedende sterns op Griend, maar kan oplopen tot 8%. De doorvertaling van

larvenreductie werkt dus tot 80% door in het aantal broedparen voor de meest voedselgelimiteerde vogelsoort, de grote stern. Deze standaard wordt in de berekeningen voor de effecten op de soort ook aangehouden voor de andere vogelsoorten. Op langere termijn kan een structurele daling van het bestand van jonge haring echter wel een effect hebben op de aantallen grote sterns en daarmee op de kwaliteit van de Waddenzee. In deze zin lijkt de grote stern op de kleine mantelmeeuw, die weliswaar een veel breder dieet heeft, maar in de kuikentijd ook behoefte heeft aan een goede aanvoer van jonge haring.

Als gevolg van offshore heien ten behoeve van de bouw van windpark Q4-West kan in één jaar een reductie van maximaal 12,5 % van de haringlarven en een reductie van 9,4 % voor de haringjuvenielen (in de Noordzeekustzone) optreden. Of dit al dan niet een meetbaar effect zal hebben hangt vermoedelijk vooral af van de stand van de jonge haring in het betreffende jaar. Is er een overmaat aan goed voedsel aanwezig dan zijn de effecten wellicht verwaarloosbaar klein maar in een jaar dat al een slechte aanvoer van haring heeft naar Waddenzee, Noordzeekustzone en Voordelta kunnen de effecten wel doorwerken. Een dergelijke relatie wordt als functionele respons (type Holling II) wel vaker gevonden (zie bijv. Parsons et al, 2008). In slechte jaren kunnen additionele effecten van larvensterfte op de aantallen broedparen niet worden uitgesloten. Wellicht komt dan een deel van deze vogels elders tot broeden en is het effect op de metapopulatie kleiner dan ter plaatse het geval lijkt te zijn.

Visdief

Voor de visdief zijn meer factoren dan de beschikbaarheid van jonge haring van invloed op het broedsucces. In Stienen et al (2009) worden de broedsuccessen van de kolonie op Griend tussen 1991 en 2007 geanalyseerd (Tabel 7.3). Van de 17 seizoenen zijn er vijf (29%) geheel mislukt (broedsucces nihil) vanwege overstromingen (eieren weggespoeld en/of kuikens verdronken), één (6%) is geheel mislukt door massale kuikensterfte (mogelijk door voedseltekort) en twee zijn gedeeltelijk mislukt vanwege predatie door een Velduil (12%). Een periodiek voedseltekort in twee andere seizoenen resulteerde niet in een laag broedsucces of in weinig rekruten. Het broedsucces in de overige seizoenen varieerde van 0,20 tot 1,00 en het aantal rekruten van 112 tot 2.673. Deze resultaten wijzen dus op een percentage van minder dan 10% van de seizoenen, die door een laag voedselaanbod mislukken. Haring is wellicht ook iets minder belangrijk dan bij de grote stern, het dieet van de visdief bestaat uit veel meer soorten vis, waarvan ook een groot deel soorten uit het zoete water. Een negatief effect van een verlaagd aanbod van juveniele haring met maximaal 8% in de Waddenzee, waar de meeste visdieven foerageren (als gevolg van offshore heien ten behoeve van de bouw van windpark Q4 West) zal dus in 9 van de 10 jaren geen meetbaar effect hebben: er is dan veelal een overmaat aan goed voedsel aanwezig.

Tabel 7.3 Broedbiologische parameters* van de visdief op Griend in de periode 1991-2007

Jaar	Aantal broedparen	Broedsucces	n rekruten	Oorzaak
	(bp)	(n vlvl kuk/bp)	(n bp * broedsucces)	
1992	2.200	0,60	1.320	-
1993	2.500	0,52	1.320	-
1994	3.300	0,82	2.673	-
1995	2.600	0,67	1.586	-
1996	1.700	0,53	901	voedseltekort in eifase
1997	1.500	0,33	495	predatie Velduil
1998	1.750	0,18	315	predatie Velduil
1999	2.100	0,90	1.890	-
2000	1.671	0,00	nihil	overstroming
2001	2.300	0,06	138	overstroming
2002	1.239	0,00	nihil	massale (jonge) kuikensterfte, mogelijk door voedseltekort in jonge kuikenfase
2003	1.362	1,00	1.362	voedseltekort in kuikenfase
2004	1.507	nihil	nihil	overstroming (secundair: voedseltekort in jonge kuikenfase)
2005	1.086	0,70	326	-
2006	915	0,20	112	-
2007	1.018	nihil	nihil	overstroming; goed haringjaar

*) de gepresenteerde gegevens zijn herberekend en kunnen licht afwijken van de parameters die in de Griend-rapporten worden gepresenteerd.

Noordse stern

Voor deze schaarse soort is geen analyse beschikbaar zoals voor de visdief. De aantallen zijn in de Delta verwaarloosbaar klein. De meeste Noordse sterns broeden in Nederland in de Waddenzee, waar ze een verwaarloosbaar aandeel vormen van de grote Europese populatie. Aan de zuidrand van hun verspreidingsgebied heeft de soort meestal een laag broedsucces en een dieet dat sterk afwijkt van dat in de kerngebieden verder noordelijk in Europa. Dit is ook te zien in het dieet zoals waargenomen in de Waddenzee: naast haring en zandspiering eet de noordse stern ook veel krabbetjes en wormen. De Noordse stern heeft dus een relatief breed dieet in de Waddenzee. Opvallend is dat dit betekent dat een reductie van haring- en zandspieringjuvenielen minder effect heeft op de Noordse stern dan op de grote stern. De soort heeft het zwaar in Nederland, kent doorgaans een laag broedsucces en lijdt onder een hoge predatiedruk en andere gevaren, zoals overstromingen. Een verder opwarmend klimaat zal deze noordelijke soort ook niet helpen. De noordse stern staat dus onder druk en zal gevoelig zijn voor iedere reductie van goede voedselsoorten in de broedtijd.

Dwergstern

Over de voedsel生态学 van de dwergstern in Nederland is weinig bekend. Het dieet lijkt voor een stern tamelijk breed met een relatief gering aandeel haring. Effecten van offshore

heien kunnen niet goed kwantitatief worden ingeschat, maar zullen vermoedelijk minder groot zijn dan bij andere sternsoorten in Nederland. De soort maakt nooit lange voedselvuchten, foerageert dus vooral lokaal en besteed relatief weinig tijd aan vliegen. Voedselbeperking ligt daarmee niet voor de hand in de Natura 2000-gebieden waarvoor deze soort kwalificerend is (Delta en Waddenzee). De Dwergstern wordt derhalve niet verder behandeld.

7.2.2 Relevante soorten predatoren – zeezoogdieren

Bruinvis

Bruinvissen hebben in Nederlandse wateren een zeer breed dieet; het aandeel van haring is zeer gering en relatief veel van de gegeten haringen zijn meerdere jaren oud. Een reductie van de hoeveelheid juveniele haringen ten gevolge van offshore hei-activiteiten heeft derhalve verwaarloosbaar kleine effecten. Platvissen worden in Nederland nauwelijks in bruinvismagen aangetroffen (Leopold & Camphuysen 2006). In een Duitse studie (Lick 1993) werden meer platvissen gevonden, maar dit betrof vooral tong, waarvan de reductie van aantallen juvenielen en zeker van oudere jaarklassen ten gevolge van offshore heien verwaarloosbaar klein zullen zijn. Zandspiering vormt een belangrijker aandeel van het dieet van Nederlandse bruinvissen (Leopold & Camphuysen 2006) maar is van veel minder groot belang dan de stapelvoedselsoorten grondels en wijting. Gezien het zeer brede dieet van de bruinvis wordt een geringe reductie van de aantallen juveniele zandspierungen en wijtingen, in slechts een deel van het foerageergebied, als niet significant beoordeeld.

Gewone Zeehond

Het voedsel van gewone zeehonden in Nederland omvat veel soorten vis, waaronder een groot aandeel, meest meerjarige, platvissen (Havinga 1933; Brasseur et al, in prep.). Gewone zeehonden vertonen voorlopig geen enkel teken van voedselbeperking: de populatie groeit nog snel. Voor een aantal relatief belangrijke prooi-soorten, met name schol en bot, worden reducties van de aantallen intrekkende larven voorspeld in de kinderkamers. Echter, de reductie van juvenielen van deze soorten ligt maximaal in de orde van grootte van 2-3% ten gevolge van de heiwerkzaamheden voor windpark Q4-West. De daadwerkelijke impact op het foerageersucces van de gewone zeehond ligt door de tamelijk brede dieetkeuze en door het grote foerageergebied van deze soort, lager dan deze percentages. Significante effecten door het heien, via larvensterfte, worden niet verwacht.

Grijze zeehond

Grijze zeehonden hebben eveneens een breed spectrum aan prooien, met in vergelijking met gewone zeehonden minder schol en bot in hun dieet, en meer tong (Brasseur, pers. comm.; Leopold, pers. comm.). Daarbij hebben ze vermoedelijk een nog grotere offshore foerageerrange dan de gewone zeehond. Ook bij grijze zeehonden is geen aanwijzing voor voedselbeperking. De effecten van het offshore heien op tong zijn zeer gering, dus doorwerkende effecten op grijze zeehonden zullen kleiner zijn dan op gewone zeehonden. Derhalve is besloten om voor de grijze zeehond geen aanvullende berekeningen meer te doen; de gewone zeehond kan in dit geval model staan voor de grijze zeehond.

Conclusie

De doorwerking van de reductie in aanvoer van vislarven door heien is het sterkst op de sterns (grote stern, visdief en noordse stern) en de kleine mantelmeeuw, en minder sterk op

twee zeezoogdieren, de gewone zeehond en de bruinvis. In de berekening zijn deze soorten maatgevend. Berekeningen op de overige soorten zijn pas nodig als voor (een van) deze soorten nog mogelijke significante effecten overblijven.

7.2.3 Resultaten berekening

In de onderstaande tabel staan de doorberekende effecten weergegeven van een maximale reductie van 12,5 % haringlarven, zoals berekend met behulp van het stromingsmodel van Deltares. Voor schol is een maximale reductie aangehouden van 7,5 %, en voor tong van 1,4 %. In de berekening is gewerkt met de reductie van de juveniele vissen, omdat deze de juiste maat hebben voor de (kuikens) van de relevante vogels en voor de zeezoogdieren. De doorvertaling van larvenreductie naar reductie van juvenielen is eerder besproken. Uitgaan van de sterkste reductie voor alle vogels is een (zeer sterke) worst-case aanname. Immers, vele soorten foerageren ook in de Waddenzee, waar de reductie lager is (zoals bij haring). Voor schol geldt juist dat de reductie in de aanvoer van juveniele vis het hoogst is in de Waddenzee. Uitgaan van de hoogste reductie voor vogels is derhalve een sterke worst-case aanname (er van uitgaande dat vogels geen schol eten maar vaker haringachtigen en zandspiering). Voor vissoorten anders dan de voornoemde is een inschatting gemaakt voor de reductie op basis van paaiperiode, paaiplaats en biologie.

Het uiteindelijke effect van voedselreductie op vogels en zeezoogdieren is per soort verschillend, omdat het dieet verschillend is. De berekende voedselreductie is een gewogen gemiddelde van alle prooi-soorten van de betreffende vogel, zeehond en de bruinvis.

Zoals eerder aangeven is een worst-case benadering aangehouden voor de doorvertaling van de eenmalige larvenreductie op broedparen of broedsucces van 80%, de bovengrens voor wat is waargenomen in het geval van de grote stern, die van de overwogen soorten de sterkste voedselbeperking kent. Voorts is het effect op broedparen of broedsucces gedeeld door de gemiddelde levensduur van de soort, om zo het effect op de populatie te schatten. De populatie dient als uitgangspunt te worden beschouwd voor het effect op de instandhoudingsdoelstellingen. Een gedetailleerde onderbouwing van de berekening in de onderstaande tabellen is te vinden in Bijlage 7.

Tabel 7.4 overzicht populatie-effecten van reductie vislarven door heien Q4 West op visetende vogels en zeezoogdieren in Natura 2000-kolonies rondom Noordzeekustzone en Waddenzee

Soort	Reductie voedsel	Populatie effect	populatie- trend NL 94-04	trend 2000- 2010	Beoordeling populatieniveau
Grote stern	6,8	0,6	+	+	Effect ruim onder 1%, en trend positief, geen probleem.
Visdief	6,8	0,5	0/+	+/-	Effect ruim onder 1%, en trend neutraal. Wel allerlei verschuivingen in verspreiding en schommelingen in aantallen broedparen die scherp in de gaten moeten worden gehouden.
Noordse stern	3,4	0,2	0/-	0/-	Gaat de laatste 10 jaar minder met deze soort. Effect blijft ruim onder 1% omdat soort zich ook voedt met krabben en wormen. Dat aandeel zal wel iets toenemen door reductie larven, maar blijft beperkt negatief.
Kleine mantelmeeuw	6,8	0,4	++	0	Ruim onder 1%, maar voedselsituatie is mogelijk aan het wijzigen. Dit is een aandachtspunt.
Zeehond	2,6	0,1	++	++	Verwaarloosbaar effect, en sterke groei, niet voedselbeperkt. Geen probleem.
Bruinvis	3,1	0,2	++	0/-	Klein effect, maar recente afname mogelijk door voedselsituatie. In zomer vaak hongerend. Dit is een aandachtspunt.

Alle effecten van de verminderde larvenaivoer blijven na doorwerking op de meest gevoelige soorten en zeezoogdieren ruim onder de 1% op populatieniveau. Het gaat hier om een optelling van de worst-case effecten zoals die voor haring en tong optreden in de Noordzeekustzone, en voor schol in de Waddenzee (en zoals doorberekend voor andere prooi-soorten vis). Natura 2000-kolonies die rondom deze wateren liggen en in zowel de Waddenzee als de Noordzeekustzone voedsel zoeken, zullen in een worst-case scenario deze maximale effecten kunnen ondervinden. Een onderscheid tussen effecten op Natura 2000-kolonies vanuit de Waddenzee en de Noordzeekustzone heeft daarom niet veel zin.

Hierbij dient voorts te worden opgemerkt dat alleen voor een soort als de broedende grote stern in de Waddenzee een effect van voedselbeperking op de broedpopulatie is aangetoond (althans, op het broedsucces). Voor de andere soorten sterns is deze relatie niet aangetoond, evenals voor de kleine mantelmeeuw en de zeezoogdieren. Voor de bruinvis wordt wel aangenomen dat deze een zekere mate van voedsellimitatie kent. Voor de gewone zeehond (en de grijze zeehond) is de aanname van voedselbeperking (nog) niet waarschijnlijk gezien de gestage groei van de populatie. Indien de populatiegroei stopt, dan is het de vraag wat dit plafond aan draagkracht bepaalt: verstoring, habitat (platen), verontreinigingen, of voedsel (hetzij direct via competitie met de andere soort zeehond).

Wat betreft de Voordelta wordt geen aparte berekening gepresenteerd, de effecten van het heien op de visjuvenielensterfte en de aanvoer hiervan naar de Voordelta zijn kleiner dan minus 0,1%. De doorwerking hiervan op de reductie van de voedselbeschikbaarheid voor vogels en zeezoogdieren zijn derhalve minus 0,04% of kleiner, en dus verwaarloosbaar klein.

7.3 Aanvaringsrisico's Vogels

In hoofdstuk 4 is aangegeven dat er effectenanalyses uitgevoerd moeten worden voor de aanvaringsrisico's voor broedende kolonievogels. Op de overige behandelde categorieën vogels in hoofdstuk 4 worden geen belangrijke effecten op populatieniveau verwacht in het kader van de Natuurbeschermingswet 1998. Deze soorten worden dan ook niet verder in beschouwing genomen in deze effectenanalyse.

7.3.1 Broedvogels

Kleine mantelmeeuw

Uit Figuur 6.2 blijkt dat foeragerende kleine mantelmeeuwen gebruik maken van het plangebied Q4 West. Wanneer de werkwijze gevolgd wordt van Dirksen et al. (2012) kan de flux van vliegende vogels door het windpark berekend worden. Vervolgens dient dit als input in 'Route 2', 'Route 3' en het 'SOSS Band model 2012' voor het bepalen van het aantal aanvaringsslachtoffers. De resultaten van het berekende aantal slachtoffers is weergegeven in Tabel 7.5. Deze getallen worden daarna uitgedrukt als percentage van 1% van de jaarlijkse sterfte van deze kolonie voor het instandhoudingsdoel van 14.000 paar (25,2 kleine mantelmeeuwen per jaar) in Tabel 7.6.

Tabel 7.5 Overzicht van berekende aantallen aanvaringsslachtoffers van kleine mantelmeeuw uit de kolonies van Texel (Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel). Weergegeven zijn berekeningen voor 2 jaren met 2 berekenwijzen (Route 2 en 3) en voor 2 varianten (zie toelichting tekst en bijlage 4 van het MER).

Jaar	Broedpaar	'Route 2'		'Route 3'		'SOSS Band 2012'	
		70xV112	40xV164	70xV112	40xV164	70xV112	40xV164
2003	14.000 (IHD)	5,0	3,2	5,5	4,1	5,4	4,1
2010	15.338	5,4	3,5	6,0	4,5	5,9	4,5

Tabel 7.6 Berekening aanvaringsslachtoffers van kleine mantelmeeuw (aantal en als % van jaarlijkse mortaliteit) uit de kolonies van Texel (Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel). Weergegeven zijn berekeningen voor populatie uit 2010 met 2 berekenwijzen (Route 2 en 3) en voor 2 varianten (zie toelichting tekst en bijlage 4 van het MER).

Variant	aantal aanvaringsslachtoffers			% van jaarlijkse sterfte		
	'Route 2'	'Route 3'	'SOSS Band 2012'	'Route 2'	'Route 3'	'SOSS Band 2012'
70xV112	5,0	5,5	5,4	0,20 %	0,22 %	0,21 %
40xV164	3,2	4,0	4,1	0,13 %	0,16 %	0,16 %

Voor de kolonies kleine mantelmeeuwen van het Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel, wordt met maximaal 0,22%, minder dan 1% van de jaarlijkse sterfte verwacht als gevolg van aanvaringen met windturbines. Wanneer de additionele sterfte door een windpark kleiner of gelijk is aan 1% van de natuurlijke mortaliteit van de onderzochte soort,

zal dit geen invloed hebben op het instandhoudingsdoel van het Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel. Het effect is verwaarloosbaar.

Jan van gent

Uit kader 4.2 blijkt dat foeragerende jan van genten mogelijk gebruik maken van het plangebied Q4 West. Binnen dit effectgebied kan de flux van deze soort worden berekend met behulp van een aantal aannames en de gegevens in Tabel 7.7. Vervolgens dient dit als input in 'Route 2', 'Route 3' en het 'SOSS Band model 2012' voor het bepalen van het aantal aanvaringsslachtoffers. De resultaten van het berekende aantal slachtoffers is weergegeven Tabel 7.7. Deze getallen worden daarna uitgedrukt als percentage van de 1% van de jaarlijkse sterfte (adult survival 0,919) van deze kolonie voor de populatie van 294 paar (0,48 jan van genten per jaar) in Tabel 7.9

Tabel 7.7 Overzicht van de oppervlakte van Q4 West en het bijbehorende effectgebied voor foeragerende jan van genten vanuit de kolonie Helgoland en de totale oppervlakten foerageergebied op de Noordzee

Natura 2000-gebied	Opp. Q4 West (km2)	Opp achter park (km2)	Opp. effectgebied (km2)	Opp. foerageergebied (km2)	Relatief aandeel effectgebied
Helgoland	26,6	78,7	105,3	113.376,6	0,092%
	Populatieg rootte (paar)	Foerageervlucht en per dag	Aantal windparkpassages per dag	Winparkpassages per seizoen	
	294	294	0,54	76	

Tabel 7.8 Overzicht van berekende aantallen aanvaringsslachtoffers van jan van gent. Weergegeven zijn berekeningen voor 2 jaren met 2 berekenwijzen (Route 2 en 3) en voor 2 varianten (zie toelichting tekst en bijlage 4 van het MER).

Jaar	Broedpaar	'Route 2'		'Route 3'		'SOSS Band 2012'	
		70xV112	40xV164	70xV112	40xV164	70xV112	40xV164
2003	294	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,01

Tabel 7.9 Berekening aanvaringslachtoffers van jan van gent (aantal en als % van jaarlijkse mortaliteit) uit de kolonies van Helgoland). Weergegeven zijn berekeningen voor populatie uit 2010 met 2 berekenwijzen (Route 2 en 3) en voor 2 varianten (zie toelichting tekst en bijlage 4 van het MER).

Variant	aantal aanvaringsslachtoffers			% van jaarlijkse sterfte		
	'Route 2'	'Route 3'	'SOSS Band 2012'	'Route 2'	'Route 3'	'SOSS Band 2012'
70xV11 2	0,01	0,01	0,01	0,01 %	0,01 %	0,02 %
40xV16 4	0,00	0,00	0,01	0,01 %	0,10 %	0,01 %

Voor de kolonie jan van genten van het Natura 2000-gebied Helgoland, wordt met maximaal 0,02%, minder dan 1% van de jaarlijkse sterfte verwacht als gevolg van aanvaringen met windturbines. Het effect is verwaarloosbaar.

7.4 Habitatverlies broedvogels

Voor de kleine mantelmeeuw kolonie van het Natura 2000-gebied Duinen en Lage land Texel geldt dat er minder dan 0,43% (27 van in totaal 6.350 km²) van het foerageergebied verloren gaat uitgaande van het oppervlakteverlies (zie tabel 7.9). Echter, een aantal factoren speelt een rol in de doorvertaling naar populatie-effecten. In de eerste plaats dient te worden bekeken of er een verlaagd foerageersucces optreedt door verlies van dit oppervlak. Dit kan worden veroorzaakt door competitie om ruimte, en door een lagere beschikbaarheid van voedsel. Geen van beide is echter het geval. Meeuwen hebben geen competitie om ruimte op zee (pers. med. A. Brenninkmeijer), en het voedsel blijft beschikbaar, want wordt getransporteerd door het stromende water. Daarnaast zal slechts een klein deel van de kleine mantelmeeuwen het park vermijden. Deze factoren overwegende kan een negatief effect van verlies van habitat op de fitness van de kleine mantelmeeuw worden uitgesloten. Dit habitatverlies zal dan verder ook niet worden meegenomen in de accumulatie van effecten. Voor jan van genten uit de Natura 2000-kolonie op Helgoland geldt dat ongeveer 0,02% van het totaal foerageergebied wordt ingenomen door Windpark Q4 West. Een negatief effect van verlies van habitat kan dan ook worden uitgesloten en zal ook niet verder mee worden genomen in de accumulatie van effecten.

Tabel 7.9a Berekening habitatverlies van kleine mantelmeeuw en jan van gent (km²) uit de kolonies van Texel (Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel) en Helgoland. Oppervlak foerageergebied kleine mantelmeeuw is gebaseerd op aantal trips plus herhaalde bezoeken per gridcel van 5x5 km (zie Figuur 6.2) en voor jan van gent op het totale oppervlak van de Noordzee met een straal van 308 km van de kolonie.

Soort	Kolonie habitatverlies (N2000)	oppervlak		
		foerageer- gebied (km ²)	park (km ²)	(%)
Kleine mantelmeeuw		Texel	6.350	27
0,43				
Jan van gent	Helgoland	113.377	27	0,02

7.5 Zeezoogdieren

In paragraaf 6.5 is geconcludeerd dat tijdens de aanleg van windparken op de Noordzee substantiële effecten op zeezoogdieren kunnen optreden die mogelijk kunnen doorwerken naar instandhoudingsdoelstellingen van Natura-2000 gebieden. In de bedrijfsfase treden geen waarneembare effecten op. Als deze er al zijn, dan zijn ze zeer beperkt en spelen zich af op de schaal van het windpark zelf. De effecten van de aanleg van het windpark zijn het gevolg van het onderwatergeluid dat tijdens het heien van de funderingen wordt geproduceerd. Deze effecten worden geanalyseerd in paragraaf 7.5.1 en beoordeeld in paragraaf 7.5.2.

7.5.1 Effecten van onderwatergeluid tijdens de bouwfase op zeezoogdieren

Uitgangspunten geluidsniveaus

Zoals aangegeven in paragraaf 6.5 zijn de effecten van het onderwatergeluid als gevolg van de heiwerkzaamheden op zeezoogdieren maatgevend. Bij de nadere analyse van de effecten van de door de aanleg van windpark Q4 West veroorzaakte (tijdelijke) toename in het onderwatergeluid zijn de belangrijkste uitgangspunten:

- De resultaten van de geluidsmetingen tijdens het heien rond windpark Prinses Amalia zijn vanwege de vergelijkbare waterdiepte en bodemsamenstelling representatief voor de planlocatie van windpark Q4 West;
- Het voor windpark Prinses Amalia berekende bronniveau is voor Q4 West opgeschaald voor de dikkere palen (4,2 m i.p.v. 4 m) en de hogere maximale hei-energie (1.200 kJ i.p.v. 800 kJ);
- Er wordt geheid volgens een realistisch 'soft start' heiscenario;
- Voor de door bruinvissen en zeehonden ontvangen geluidsdoses als gevolg van een enkele heiklap (SEL_{ss}) en het heien van een hele paal (SEL_{cum}) is uitgegaan van de resultaten van modelberekeningen met het door TNO ontwikkelde propagatiemodel AQUARIUS; er is daarbij uitgegaan van lokaal gemiddelde windcondities (6,5 m/s) en realistische schattingen van overige omgevingsparameters;
- Drempelwaarden voor gedragsbeïnvloeding en TTS/PTS-onset zijn zo veel mogelijk afgeleid van recente 'peer reviewed' literatuurbronnen en vastgesteld in de door Rijkswaterstaat Dienst Noordzee ingestelde Werkgroep Onderwatergeluid;

- Verondersteld is dat dieren die zich bij aanvang van de heiwerkzaamheden binnen de contour bevinden waar de drempelwaarde voor mijding wordt overschreden het door geluid beïnvloede gebied mijden en in een rechte lijn van de geluidsbron wegzwemmen.

Omvang berekende mijdings- en TTS/PTS-zones voor bruinvissen en zeehonden

Op grond van de gehanteerde uitgangspunten en drempelwaarden is voor zeehonden een zone waarbinnen mijding zou kunnen optreden berekend van 5 km rondom de heilocatie voor dichtbij het wateroppervlak zwemmende dieren en 15 km voor dieren die zich dichtbij de bodem bevinden. Vanwege de grotere gevoeligheid en lagere zwemsnelheid is dit met afstanden van respectievelijk 10 en 27 km voor bruinvissen aanmerkelijk groter. Dieren die zich binnen de mijdingscontour bevinden op het moment dat met heien wordt gestart, staan gedurende langere tijd bloot aan het door het heien gegenereerde onderwatergeluid. Uit de berekeningen blijkt dat zeehonden die zich op dat moment bij de bodem ('worst case') binnen 10 km van de heilocatie bevinden en vervolgens van de geluidsbron wegzwemmen toch nog TTS kunnen oplopen. Voor zeehonden die zich bij de start van het heien op meer dan 7 km van de geluidsbron bevinden, maar op minder dan 10 km duurt deze TTS minder dan een uur. Voor bruinvissen bedragen de afstanden respectievelijk 16 km en 11 km. In tabel 7.10 zijn de berekende oppervlakten beïnvloed gebied voor bruinvissen en zeehonden opgenomen.

Tabel 7.10 Schatting van geluidseffecten van de aanleg van windpark Q4 West op zeezoogdieren (uitgedrukt in afstand t.o.v. de heilocatie (km), opp. beïnvloed gebied (in km²). De bandbreedten geven de waarden voor het effect op een ondiepe positie (1 m onder waterspiegel) en een diepe positie (1 m boven zeebodem). De beïnvloeding geldt alleen gedurende de periode dat er daadwerkelijk wordt geheid (ca. 2 uur per 24 uur).

	Afstand t.o.v. de heilocatie	Oppervlakte beïnvloedingszone (km ²)	% NCP
Bruinvis			
mijding	10 – 27	290 – 2.030	0,5 – 3,5
TTS-onset: 6 dB TTS na 1-4 minuten	16	800	1,4
TTS- 1uur: 6 dB TTS na 1 uur	11	380	0,7
PTS-onset:	0,5	1	<< 0,01
Zeehonden			
mijding	5 – 15	70 – 650	0,1 – 1,1
TTS-onset: 6 dB TTS na 1-4 minuten	10	310	1,2
TTS- 1uur: 6 dB TTS na 1 uur	7	155	0,3
PTS-onset	0,1	0	<< 0,01

Mijdingscontouren en mogelijke betekenis daarvan voor bruinvissen zeehonden

Uit het overzicht blijkt dat de heiwerkzaamheden tijdens de bouw van het windpark (ca. 2 uur per etmaal) op afstanden van 10 tot 27 km van de heilocatie (0,5 tot 3,5% van het NCP) een vermijdingsreactie bij bruinvissen kunnen veroorzaken. Uitgaande van een op de Q4 West locatie waargenomen dichtheid in juli van 0,484 individuen per km² (zie par. 5.2.1) betekent dit dat het om zo'n 140 tot 980 bruinvissen gaat die in de uren dat wordt geheid

mogelijk in hun normale functioneren worden verstoord (= 0,5 tot 3,8% van het totaal aantal bruinvissen op het NCP in juli). Uitgaande van een gemiddelde dichtheid van 0,398 individuen per km² in oktober is het aantal mogelijk beïnvloede dieren kleiner, te weten 115 tot 810 wat 0,4 tot 2,7% van de dan aanwezige bruinvissen op het NCP is. In paragraaf 7.4.2 wordt besproken hoe deze mogelijke effecten moeten worden beoordeeld.

Voor zeehonden ontstaat in de uren dat wordt geheid rond de heillocatie, afhankelijk van de diepte waarop het dier zich bevindt, een mijdingscontour van 5 tot 15 km (0,1 tot 1,1% van het NCP). De locatie voor Q4 West ligt vrij ver van de kust (minimaal 26 km). Aangezien zeehonden op hun foerageertochten in het algemeen op minder dan 10 km van hun ligplaatsen blijven (Brasseur e.a., 2008) is het onwaarschijnlijk dat zij in hun foerageermogelijkheden worden gehinderd. Ook is het niet waarschijnlijk dat de zeehonden tijdens de bouw in hun migratiegedrag zullen worden gehinderd. Tussen de buitenrand van de mijdingscontour en de kust ligt een zone van minimaal 21 km, wat ruim voldoende is voor het ongehinderd migreren van de Voordelta naar de Waddenzee en *vice versa*. De omvang van het tijdelijk niet toegankelijke gebied is dermate gering dat er ook geen belemmeringen zijn voor zeehonden die tussen het Verenigd Koninkrijk en Nederland heen en weer migreren.

TTS/PTS-contouren en betekenis ervan voor bruinvissen en zeehonden

De in deze passende beoordeling gehanteerde drempelwaarde voor 'TTS-onset' is voor bruinvissen en zeehonden op verschillende bronnen gebaseerd (zie memo TNO in bijlage 9). Wel betreft het in beide gevallen de geluidsdosis (SEL_{cum}) waarbij een tijdelijke verhoging van de gehoordrempel van 6 dB is gemeten (dat betekent dus dat het gehoor 6 dB minder gevoelig is). Een bepaalde, experimenteel bepaalde TTS is echter een momentopname en is afhankelijk van de duur van de blootstelling aan het geluid en het tijdstip na beëindigen van de blootstelling waarop kan worden gemeten.

Voor de interpretatie van de resultaten van berekende contouren waarbinnen TTS of PTS kan optreden is het volgende van belang:

- Het niveau van de gehoordrempelverhoging (hoeveel dB ongevoeliger is het het gehoor). In deze passende beoordeling is er conform Southall e.a. (2007) van uitgegaan dat een gehoordrempelverhoging van 6 dB, onafhankelijk van het deel van het gehoorspectrum waarin deze gehoordrempelverhoging plaatsvindt, relevant is.
- De duur van de gehoordrempelverhoging. Het zal duidelijk zijn dat een dier dat gedurende enkele minuten iets minder goed hoort daar in zijn functioneren niet door wordt gehinderd, zeker niet als het een gehoordrempelverhoging betreft in een deel van het gehoor dat minder functioneel is (relatief lage frequenties van het heigeluid). In deze passende beoordeling zijn daarom ook contouren berekend, waarbij dieren door de blootstelling een hogere TTS van 18 dB hebben opgelopen, maar die na een uur tot de eerder genoemde gehoordrempelverhoging van 6 dB is gezakt (zie verder de memo van TNO in bijlage 9 voor uitgangspunten bij deze berekening). De keuze van een uur is arbitrair, maar is gebaseerd op de aanname dat bij langere tijdsduren (> 2 uur) niet meer kan worden uitgesloten dat bij bruinvissen de conditie wordt aangetast. Bruinvissen hebben namelijk een relatief hoog metabolisme en moeten meerdere malen per dag eten om niet te vermageren. In geval van een gehoordrempelverhoging van meer dan 18 dB zou dat kunnen betekenen dat zij voor langere duur in hun

normale (foerageer)gedrag worden gehinderd. Dit laatste hoeft overigens niet het geval te zijn, maar vormt een 'worst case' aanname. Voor zeehonden, die minder vaak hoeven te eten, is veiligheidshalve dezelfde aanpak gevolgd.

- De frequentie waarbij de gehoordrempelverhoging optreedt. Deze hangt samen met de frequentie van het geluid waaraan het dier is blootgesteld. Bij bruinvis en zeehond blijkt de grootste verhoging op te treden bij de blootstellingsfrequentie (Kastelein e.a. 2012 & 2013). Bij de tuimelaar treedt mogelijk enige verschuiving tot 1,5 maal de blootstellingsfrequentie op (Finneran e.a., 2013). Deze waarnemingen zijn van belang bij de beoordeling van de ecologische relevantie van een voorspelde, bij bruinvissen en zeehonden opgetreden gehoordrempelverschuiving. Zo is een (tijdelijke) gehoordrempelverschuiving in het laagfrequentie deel van het gehoorspectrum (waar het heigeluid zich bevindt) voor bruinvissen veel minder relevant dan in het hoogfrequentie deel. Hoogfrequente geluiden van rond 120 kHz en de hoorbaarheid daarvan zijn voor deze soort namelijk van essentieel belang bij het vinden van prooi (echolocatie).

In het deel van de Noordzee dat door het heien van een paal tot een TTS van meer dan een uur bij bruinvissen zou kunnen leiden, komen normaliter gemiddeld zo'n 185 bruinvissen voor (uitgaande van een dichtheid in juli van 0,484 per km²). Dit betreft ongeveer 0,7% van het aantal in juli op het NCP voorkomende bruinvissen en 0,04 tot 0,06% van het aantal in de hele Noordzee. In oktober kan het gaan om zo'n 150 bruinvissen, *i.e.* 0,5% van de dan op het NCP aanwezige populatie. De kans dat een bruinvis tijdens het heien PTS oploopt, is verwaarloosbaar (< 0,5 bruinvis).

Zeehonden reageren minder gevoelig op onderwatergeluid dan bruinvissen en kunnen sneller wegzwemmen, wat zich vertaalt in kleinere effectafstanden. Zij houden zich bovendien vooral dichtbij hun ligplaatsen in de Waddenzee en het Deltagebied op. De kans dat een zeehond zich bij aanvang van de heiwerkzaamheden binnen de genoemde TTS-onset contour van 10 km bevindt, is zeer klein (zie Intermezzo in paragraaf 7.4.3).

7.5.2 Beoordeling effecten

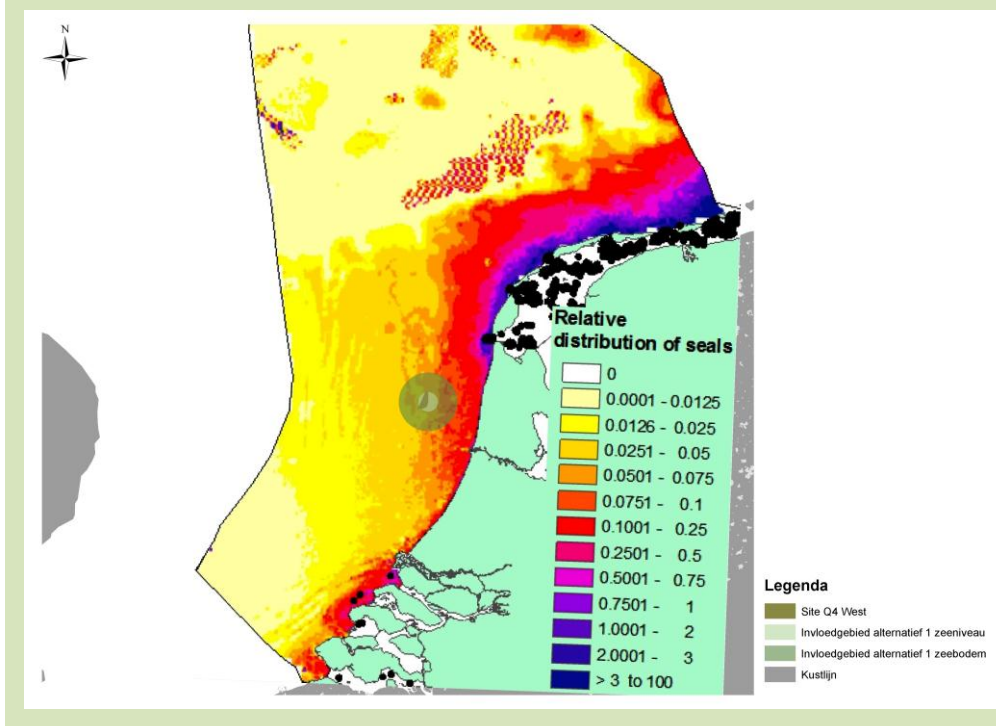
Effecten van de aanleg en exploitatie van het windpark Q4 West zijn alleen tijdens de aanlegfase van dien omvang dat de staat van instandhouding voor bruinvissen in Natura 2000-gebieden in het geding zou kunnen zijn. Het gaat daarbij om de effecten van de toename van onderwater geluidsniveaus als gevolg van het heien van de funderingen. Effecten op instandhoudingsdoelen voor zeehonden en de populatieomvang van vissen (als voedsel voor zeezoogdieren) kunnen worden uitgesloten, omdat de omvang en de reikwijdte van de effecten op deze soort(groep)en veel geringer zijn.

Kader 7.2 Berekening van het aantal door heigeluid beïnvloede zeehonden

Met een GIS-berekening is nagegaan hoeveel gewone zeehonden aanwezig zijn in het gebied binnen de straal van 5 (mijdingscontour op 1 m onder de waterspiegel) en 15 kilometer (mijdingscontour op 1 m van de zeebodem) rondom de locatie van Q4 West. Hiervoor is bepaald hoe groot het gebied is dat binnen een van de contouren door elke kleur in de figuur met de relatieve dichtheid van de gewone zeehond wordt ingenomen (Figuur 7-1). Elk van deze kleuren correspondeert met een bepaald percentage van het totaal aan zeehonden binnen het NCP. Vervolgens is nagegaan welk deel van elke kleur valt binnen de cirkels van 5 en 15 km rondom Q4 West. Hieruit volgt het deel van het percentage dat wordt beïnvloed door de heilactiviteiten ten behoeve van Q4 West. Tenslotte zijn alle aldus verkregen percentages opgeteld, wat leidt tot het percentage van de populatie van het NCP dat binnen de cirkels aanwezig is.

Uit de berekening blijkt dat in het gebied dat wordt ingenomen door de cirkels van 5 en 15 km rondom de locatie van Q4 West 0,0009 tot 0,0066% van de populatie van het NCP aanwezig is. Uitgaande van een huidige omvang van de Nederlandse populatie van 7.050 dieren zijn dat dus 0,06 tot 0,5 zeehonden. Voor grijze zeehonden zijn geen aparte berekeningen gemaakt. De populatie grijze zeehonden in Nederland is veel kleiner dan de populatie gewone zeehonden. Uitgaande van een zelfde ruimtelijke verspreiding (bij gebrek aan andere gegevens), zal dit leiden tot waarden rond 0 (0,02-0,2).

Figuur 7.2 Mijdingscontouren voor de zeehond in relatie tot de gemodelleerde relatieve dichtheden van de gewone zeehond uit Figuur 5.2



Zeehonden

Vanwege het feit dat zeehonden minder gevoelig op onderwatergeluid reageren dan bruinvissen (en sneller wegzwemmen) zijn de berekende effectafstanden met 5 – 15 km (vermijding) en 7-10 km (TTS) beperkt. In combinatie met het feit dat de dichtheid van zeehonden in het door onderwatergeluid beïnvloede gebied laag is, betekent dat dat hoogstens een enkele zeehond enig effect zal ondervinden (zie Intermezzo 'Berekening van het aantal door heigeluid beïnvloede zeehonden'). Dit kan bestaan uit een

gedragsverstoring, waarbij het dier het gebied binnen een contour van maximaal 15 km actief mijdt of een tijdelijke verhoging van de gehoordrempel als het dier zich bij aanvang van de heiwerkzaamheden binnen een straal van 10 km ten opzichte van de heilocatie bij de zeebodem bevindt. Dit is een verwaarloosbaar effect.

Bruinvissen

Gevolgen van mijding voor de bruinvispopulatie

Tijdens de heiwerkzaamheden zal een bepaald, rond de heilocatie gelegen deel van de Noordzee door bruinvissen worden gemeden. Afhankelijk van de positie in de waterkolom waar de bruinvis zich bevindt (ondiep of dieper) betreft het 0,5 – 3,5% van de totale oppervlakte van het NCP die tijdelijk niet beschikbaar is om te foerageren. In de periode van het jaar waarin zal worden geheid kunnen zich gemiddeld 0,484 (juli) – 0,398 (oktober) bruinvissen per km² op de planlocatie voor Q4 West bevinden. Dit betekent dat maximaal 3,8 (juli) tot 2,7% (oktober) van de dan aanwezige aantallen bruinvissen op het NCP tijdelijk ergens anders moet foerageren. Uitgezet tegen de totale Noordzee populatie van 267.000 tot 465.000 gaat het om percentages van minder dan 0,5%. De schatting van het maximale effect heeft betrekking op dieren die zich in de diepere waterlagen bevinden. In de bovenste waterlaag dringt het heigeluid minder ver door. Dit betekent dat als ervan wordt uitgegaan dat bruinvissen hun voedsel vooral in de bovenste waterlaag vinden de effectafstanden voor 1 m onder het wateroppervlak van toepassing zijn. Dan wordt slechts 0,4 – 0,5% van de populatie op het NCP beïnvloed (percentages voor de totale Noordzee populatie zijn met minder dan 0,1% verwaarloosbaar).

Recent onderzoek van Jansen (2013) heeft uitgewezen dat verreweg het grootste aandeel van het dieet van bruinvissen offshore uit pelagische en schoolvormende vissoorten bestaat. Dit zijn soorten die zich relatief hoog in de waterkolom bevinden en dit zal dus ook voor de bruinvissen gelden die op deze vissen jagen. Dit in aanmerking nemend en het feit dat de mijdingscontouren in het meest waarschijnlijke scenario met gemiddelde wind niet tot de kust reiken (waar door bruinvissen op bodemvissen wordt gejaagd), kan worden aangenomen dat het percentage tijdelijk beïnvloede bruinvissen zeer beperkt is (de eerder genoemde 0,4-0,5% van de totale aantallen op het NCP). Bovendien is het effect tijdelijk. De conclusie is daarom dat effecten op de bruinvispopulatie als gevolg van het tijdelijk niet beschikbaar zijn van een deel van het foerageergebied kunnen worden uitgesloten.

Gevolgen van de invloed op het gehoor voor de bruinvispopulatie

Uit de berekeningen blijkt dat het gebied waarbinnen bij bruinvissen de gehoordrempel permanent wordt verhoogd (PTS) door het heien voor de aanleg van Q4 West verwaarloosbaar klein is. De berekeningen geven aan dat minder dan 0,5 bruinvis PTS kan ondervinden. De resultaten van de berekeningen wijzen echter wel uit dat bij bruinvissen de gehoordrempel tijdelijk kan worden verhoogd (TTS). Tijdens een aaneengesloten heiperiode (ca. 2 uur heien per 24 uur) kan maximaal 0,7% van de Nederlandse populatie (< 0,1% van de totale Noordzee-populatie) mogelijk TTS oplopen die langer dan een uur duurt. Dit is een beperkt effect waarvan op de volgende gronden wordt geconcludeerd dat effecten op de totale Nederlandse of Noordwest-Europese populatie kunnen worden uitgesloten:

- Het effect is tijdelijk; bij alle mogelijk beïnvloede bruinvissen treedt volledig herstel op;
- De tijdelijke verhoging van de gehoordrempel treedt op in het laagfrequente deel van het bruinvisgehoor dat minder van belang is bij het vinden van prooiën. Effecten van de

tijdelijke verhoging van de gehoordrempel op het kunnen vinden van prooien en daarmee op de conditie van het dier kunnen daarom worden uitgesloten.

Bij de aanleg van windpark Q4 West wordt in principe ieder 24 uur een paal geheid. Uit de resultaten van het onderzoek van Brandt e.a. (2011) blijkt dat het 1-3 dagen duurt voordat de bruinvisactiviteit in het gebied rond de heillocatie weer volledig is hersteld. Het herstel verloopt gradueel: dichtbij de heillocatie duurt het langer voordat weer bruinvisactiviteit wordt waargenomen dan op grotere afstanden ervan. Op grond hiervan wordt ervan uitgegaan dat bruinvissen die het gebied met te hoge geluidniveaus mijden (zie hiervoor) tussen het heien van twee palen niet terugkeren. Het, als 'tijdelijk' gekarakteriseerde effect duurt dus zolang als het heien van de funderingen duurt bij het ieder etmaal heien van één paal. Tijdens de aanlegfase zullen er door ongunstige weersomstandigheden echter zeker dagen zijn dat niet kan worden geheid. Onder dergelijke omstandigheden is het niet uitgesloten dat bruinvissen terugkeren in het nu niet door de heiwerkzaamheden beïnvloede gebied. Voor de beoordeling van de effecten van het oplopen van een tijdelijke verhoging van de gehoordrempel maakt dat niet uit, omdat tijdens zo'n relatief stille periode het gehoor van een groot deel van de eerder beïnvloede bruinvissen al volledig is hersteld.

7.6 Interne accumulatie

Indien we de effecten van de verschillende mogelijke sterftegevallen – aanvaringsslachtoffers voor migratievogels en kolonievogels en de slachtoffers door voedseltekort – optellen, komen we voor de broedende kleine mantelmeeuw uit het gebied Duinen en Lage Land Texel op 0,66%. Voor de broedende kleine mantelmeeuwen uit de gebieden Krammer-Volkerak en het Veerse Meer is geen accumulatie van effecten, omdat de effecten van de vislarvensterfte doorwerkend op de broedende vogels daar verwaarloosbaar klein zijn.

Tabel 7.11 intern gecumuleerde effecten van windpark Q4 West op kleine mantelmeeuw kolonies in Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel¹²

Vogels	Natura 2000-gebied	% van jaarlijkse sterfte door aanvaringen	% populatie-effect reductie aanwas	som %
kleine mantelmeeuw	Duinen en Lage Land Texel	0.26%	0,4	0,66%

Voor alle kolonies van de kleine mantelmeeuw in de relevante Natura 2000-gebieden blijven de geaccumuleerde effecten onder de 1% op populatieniveau. Dit betekent dat significante effecten op de instandhoudingsdoelstellingen voor de kleine mantelmeeuw in deze gebieden kunnen worden uitgesloten.

¹²

Op zich is het optellen van sterfte door aanvaring met de reductie van de aanwas door voedseltekort aanvechtbaar. Immers het gaat om effecten die op verschillende delen van een populatie vogels aangrijpen en ook nog op verschillende momenten: aanvaringen op adulten tijdens de aanwezigheid van het park, voedseltekort op kuikens tijdens de aanleg van het park. Toch zijn het allebei effecten die doorwerken op de *fitness* van de populatie, op populatieniveau zijn doorgerekend en allebei een "significantiegrens" hebben van 1%. Voorts is het ook een worst-case scenario om deze effecten wel op te tellen. In andere woorden: alhoewel hier appels en peren worden opgeteld, het gaat wel in beide gevallen om stuks fruit.

8 EFFECTEN OP NATURA 2000-GBIEDEN

8.1 Overzicht

In Hoofdstuk 7 zijn de effecten op de soortgroepen beschreven. In dit hoofdstuk vindt een doorvertaling plaats naar de afzonderlijke Natura 2000-gebieden, waar mogelijk beïnvloede soorten (zie Hoofdstuk 4) voorkomen. In onderstaande tabel is een overzicht gegeven van de toetsingsresultaten van de effecten, zoals bepaald in deze PB, aan de instandhoudingsdoelstellingen van de betreffende Natura 2000-gebieden. Hierbij worden alleen die effecten in beschouwing genomen die niet verwaarloosbaar zijn. Voor de migrerende vogels zijn verwaarloosbaar kleine effecten berekend, zodat deze effecten in de toetsing op de instandhoudingsdoelstellingen van de verschillende Natura 2000-gebieden niet verder zijn meegenomen. Groen gekleurde cellen geven aan dat significante effecten op de Natura 2000-gebieden kunnen worden uitgesloten.

Tabel 8.1 overzichtstabel resultaten toetsing effecten aanleg en aanwezigheid windpark Q4 West op de instandhoudingsdoelstellingen van de genoemde Natura 2000-gebieden

Natura 2000-gebied	Aanvaringen vogels	Vislarven	Zeezoogdieren	Accumulatie
Lauwersmeer				
Duinen Terschelling				
Duinen Vlieland				
Duinen Texel				
Duinen Ameland				
Duinen Schiermonnikoog				
IJsselmeer				
Zwanenwater & Pettemerduinen				
Voornes Duin				
Duinen Goeree & Kwade Hoek				
Haringvliet				
Grevelingen				
Krammer-Volkerak				
Hollands Diep				
Veerse Meer				
Noordzeekustzone				
Waddenzee				
Voordelta				
Oosterschelde				
Zoommeer				
Markiezaat				
Zwin & Kievittepolder				
Vlakte van Raan				
Westerschelde &				

Saeftinghe				
Bempton Cliffs, VK				
Helgoland, D				
Bass Rock, VK				

Nieuw aangemelde gebieden

In Hoofdstuk 2 is gemeld dat op 22 december 2008 de volgende Habitatrichtlijn-gebieden zijn aangemeld: de Noordzeekustzone tussen Bergen en Petten, de Vlake van Raan in de monding van de Westerschelde, de Doggersbank en de Klaverbank. Voor deze gebieden zijn geen vogels aangewezen en op basis van de analyses voor andere Natura 2000-gebieden kunnen voor zeezoogdieren significante effecten worden uitgesloten. De Doggersbank en de Klaverbank bevinden zich op grote afstand (meer dan 80 km) van het plangebied; voor de andere twee gebieden geldt dat de effecten van onderwatergeluid door heien van zeer tijdelijke aard zijn terwijl het onderwatergeluid tijdens de exploitatiefase van zeer beperkte aard is (zie paragraaf 8.8 (Noordzeekustzone) en paragraaf 8.23 (Westerschelde & Saeftinghe)).

8.2 Lauwersmeer

De voorgenomen ingreep leidt mogelijk tot negatieve effecten op beschermde vogels die foerageren op vis in de Waddenzee of de Noordzeekustzone. In het Lauwersmeer gaat het om de noordse stern. De vislarvensterfte en de daaruit volgende afname van voedselbeschikbaarheid voor vogels kan leiden tot een mogelijk maximaal effect op populatieniveau van 0,2%. Een significant negatief effect op deze beschermde vogel en daarmee op dit Natura 2000-gebied wordt uitgesloten.

8.3 Waddenzee

De voorgenomen ingreep leidt tot mogelijk negatieve effecten op beschermde vogels die foerageren op vis in de Waddenzee of de Noordzeekustzone. In dit gebied bevinden zich (beschermde) kolonies van kleine mantelmeeuw, grote stern, noordse stern en visdief; soorten die mogelijk indirect beïnvloed worden door de aanleg van het windpark Q4 West. Ook zijn er mogelijke effecten op de Gewone en grijze zeehond die in dit gebied zijn beschermd. De vislarvensterfte en de daaruit volgende afname van voedselbeschikbaarheid voor vogels heeft het grootste effect op de grote stern: een mogelijk maximaal effect op populatieniveau van 0,6%. Een significant negatief effect op de populatie grote sterns wordt uitgesloten. Voor de overige soorten is het effect lager en worden significant negatieve effecten ook uitgesloten.

Zeehonden krijgen te maken met een iets verminderd voedselaanbod (tijdelijk) door vislarvensterfte ten gevolge van heien. Hun dieet is echter dusdanig breed en bevat ook niet-beïnvloede soorten vis, dat effecten op populatieniveau zeer gering zijn (0,1%) en geen afbreuk doen aan de instandhoudingsdoelstellingen.

De effecten van de aanleg van het windpark hebben via de effecten van de verminderde vislarvenaivoer ook een negatief effect op de kinderkamerfunctie. Vanwege het eenmalige effect worden significante effecten uitgesloten.

Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de fundering heeft tot gevolg dat zeehonden de heillocatie tot op een bepaalde afstand mijden. Hierdoor neemt de omvang van de totale oppervlakte beschikbaar foerageergebied af (externe werking). Voor de gewone en grijze zeehonden waarvoor in de Waddenzee instandhoudingsdoelstellingen bestaan, heeft deze afname geen betekenis, omdat het binnen de mijdingscontour gelegen gebied niet of nauwelijks als foerageergebied wordt gebruikt. Ook zijn er geen belemmeringen voor de migratie van zeehonden tussen de Waddenzee en het Deltagebied. Tussen de buitenrand van de mijdingscontour en de kust ligt namelijk een zone van minimaal 21 km, wat ruim voldoende is voor het ongehinderd heen en weer zwemmen tussen Waddenzee en Deltagebied. Significante effecten op de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor gewone en grijze zeehonden in de Waddenzee kunnen daarom worden uitgesloten.

8.4 Duinen Terschelling

De voorgenomen ingreep leidt tot mogelijke negatieve effecten op beschermde broedvogels die foerageren op vis in de Waddenzee of de Noordzeekustzone. Voor de Duinen van Terschelling is een mogelijk beïnvloede soort de dwergstern die is aangewezen als broedvogel. Op deze soort worden echter geen effecten van verminderde voedselbeschikbaarheid of aanvaringen verwacht, zodat significante effecten op deze soort en daarmee dit Natura 2000-gebied zijn uitgesloten.

8.5 Duinen Vlieland

Voor het gebied Duinen Vlieland zijn uitsluitend negatieve effecten mogelijk voor vogels die foerageren op vis in de Waddenzee of de Noordzeekustzone. Voor de Duinen van Vlieland is een mogelijk beïnvloede soort de kleine mantelmeeuw die is aangewezen als broedvogel. De vislarvensterfte en de daaruit volgende afname van voedselbeschikbaarheid voor deze soort leidt tot maximale effecten op populatieniveau van 0,4% en is daarmee niet significant. Aanleg van het windpark Q4 West doet daarom geen afbreuk aan de instandhoudingsdoelen voor Duinen Vlieland.

8.6 Duinen Ameland

In Natura 2000-gebied Duinen Ameland komen geen soorten voor die door de aanleg en aanwezigheid van windpark Q4 West kunnen worden beïnvloed.

8.7 Duinen Schiermonnikoog

In Natura 2000-gebied Duinen Schiermonnikoog komen geen soorten voor die door de aanleg en aanwezigheid van windpark Q4 West kunnen worden beïnvloed.

8.8 Duinen en Lage Land Texel

Voor het gebied Duinen en Lage Land Texel zijn effecten mogelijk door aanvaringen van kleine mantelmeeuwen met het windpark. Door aanvaring kan sterfte optreden van maximaal 0,26 % van de jaarlijkse sterfte, wat tezamen met de sterfte door voedselvermindering ten gevolge van vislarvensterfte tot een geaccumuleerd effect van 0,66% kan leiden. Het effect is verwaarloosbaar. Daarnaast vindt er geen negatief effect van

habitatverlies plaats. De aanleg van het windpark Q4-west doet daarom geen afbreuk aan de instandhoudingsdoelen voor het Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land van Texel.

8.9 Noordzeekustzone

Voor de Noordzeekustzone worden geen aangewezen broedvogels negatief beïnvloed. bruinvissen en zeehonden krijgen te maken met een iets verminderd voedselaanbod (tijdelijk) door vislarvensterfte ten gevolge van heien. De effecten op populatieniveau zijn beperkt, voor de zeehond 0,1% en voor de bruinvis 0,3% en doen geen afbreuk aan de instandhoudingsdoelstellingen voor deze soorten.

Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de fundering heeft tot gevolg dat bruinvissen en zeehonden de heilocatatie tot op een bepaalde afstand mijden. Hierdoor neemt de omvang van de totale oppervlakte beschikbaar foerageergebied af. Voor gewone en grijze zeehonden waarvoor in de Noordzeekustzone instandhoudingsdoelstellingen bestaan, heeft deze afname geen betekenis, omdat het binnen de mijdingscontour gelegen gebied niet of nauwelijks als foerageergebied wordt gebruikt. Significante effecten op de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor gewone en grijze zeehonden in de Noordzeekustzone kunnen daarom worden uitgesloten.

Voor bruinvissen is de maximale mijdingscontour groter dan die van de zeehond en overlapt met 36 km² (0,03%) van het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone. Hierdoor neemt de kwaliteit van het gebied als leefgebied voor de bruinvis af. Dit effect wordt als niet significant beoordeeld, omdat:

- Het een tijdelijk effect betreft (70 maal ca. 2 uur heien per etmaal; maximale looptijd 4 maanden);
- Een zeer beperkt deel van het totale foerageergebied op het NCP tijdelijk niet voor bruinvissen beschikbaar is (0,5 – 3,5%);
- De dichtheid van bruinvissen in de periode dat het windpark Q4 West wordt aangelegd in het beïnvloede deel van de Noordzeekustzone relatief laag is (< 0,1 bruinvis per km² in oktober en 0,1-1,0 per km² in juli).

Door het heien kan bij een klein deel van de bruinvispopulatie op het NCP het gehoor tijdelijk worden beïnvloed. In 7.3.2 is beargumenteerd dat dit geen negatieve gevolgen heeft voor de betreffende bruinvissen en daarmee ook niet op de populatie als geheel.

Figuur 8.1 Gebied dat door bruinvissen tijdens het heien wordt gemeden en overlap met het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone



8.10 IJsselmeer

Voor het IJsselmeer zijn uitsluitend effecten mogelijk voor vogels die foerageren op vis in de Waddenzee of de Noordzeekustzone. Voor het IJsselmeer is de visdief de enige mogelijk beïnvloede soort. Deze soort zal grotendeels foerageren binnen het IJsselmeer zelf. De vislarvensterfte en de daaruit volgende afname van voedselbeschikbaarheid voor visdieven die in de Noordzeekustzone en de Waddenzee foerageren leidt tot effecten op populatieniveau van maximaal 0,5%. Aangezien visdieven uit het IJsselmeer grotendeels in het IJsselmeer zelf foerageren, is het effect op deze vogels flink geringer dan deze berekende 0,5%. Significante effecten op deze vogel en daarmee op het Natura 2000-gebied zelf zijn daarmee uitgesloten.

8.11 Zwanenwater en Pettemerduinen

In Natura 2000-gebied Zwanenwater en Pettemerduinen komen geen soorten voor die door de aanleg en aanwezigheid van windpark Q4 West kunnen worden beïnvloed.

8.12 Voornes Duin

In Natura 2000-gebied Voornes Duin komen geen soorten voor die door de aanleg en aanwezigheid van windpark Q4 West kunnen worden beïnvloed.

8.13 Duinen Goeree en Kwade Hoek

In Natura 2000-gebied Duinen Goeree en Kwade Hoek komen geen soorten voor die door de aanleg en aanwezigheid van windpark Q4 West kunnen worden beïnvloed.

8.14 Haringvliet

In het Haringvliet zijn uitsluitend effecten mogelijk voor vogels die foerageren op vis in de Delta. In dit gebied bevinden zich kolonies van grote stern, een mogelijk beïnvloede soort door aanleg van het windpark Q4 West. De vislarvensterfte en de daaruit volgende afname van voedselbeschikbaarheid voor deze soort leidt tot een effect op populatieniveau op 0,6% en leidt dus niet tot significante effecten op deze soort. Aanleg van het windpark Q4 West doet daarom geen afbreuk aan de instandhoudingsdoelen voor het Haringvliet.

8.15 Grevelingen

In de Grevelingen zijn uitsluitend effecten mogelijk voor vogels die foerageren op vis in de Delta. In dit gebied bevinden zich kolonies van grote stern, die mogelijk worden beïnvloed door de aanleg van windpark Q4 West. De vislarvensterfte en de daaruit volgende afname van voedselbeschikbaarheid voor deze soort leidt tot een effect op populatieniveau van 0,6% en leidt dus niet tot significante effecten op deze soort. Aanleg van het windpark Q4 West doet daarom geen afbreuk aan de instandhoudingsdoelen voor de Grevelingen.

8.16 Krammer-Volkerak

In het Krammer-Volkerak zijn effecten mogelijk voor vogels die foerageren op vis in de Delta en vogels die in aanvaring kunnen komen met windpark Q4 West. In het Krammer-Volkerak bevinden zich mogelijk beïnvloede kolonies van kleine mantelmeeuw en visdief.

De vislarvensterfte en de daaruit volgende afname van voedselbeschikbaarheid kan voor beide soorten leiden tot een effect van 0,5% (er van uitgaande dat zij alleen op zee foerageren, verwacht mag worden dat ze grotendeels binnen de Delta foerageren zodat de additionele sterfte lager zal zijn) en leidt dus niet tot significante effecten op populaties van deze visetende vogels. Geconcludeerd wordt dat aanleg van Q4 West geen afbreuk doet aan de instandhoudingsdoelen voor het Krammer-Volkerak.

8.17 Hollands Diep

In dit gebied bevinden zich geen natuurwaarden die mogelijk door het windpark beïnvloed worden.

8.18 Veerse Meer

In Natura 2000-gebied Veerse Meer komen geen soorten voor die door de aanleg en aanwezigheid van windpark Q4 West kunnen worden beïnvloed.

8.19 Voordelta

In de Voordelta bevinden zich geen broedkolonies van mogelijk beïnvloede broedvogelsoorten.

Zeehonden krijgen tijdelijk te maken met een iets verminderd voedselaanbod door vislarvensterfte ten gevolge van heien. Hun dieet is echter dusdanig breed en bevat ook niet-beïnvloede soorten vis, dat effecten op populatieniveau verwaarloosbaar klein zijn. Het is <0,05%, en daarmee wordt geen afbreuk gedaan aan de instandhoudingsdoelstellingen.

Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de fundering heeft tot gevolg dat zeehonden de heillocatie tot op een bepaalde afstand mijden. Hierdoor neemt de omvang van de totale oppervlakte beschikbaar foerageergebied af (externe werking). Voor de gewone en grijze zeehonden waarvoor in de Voordelta instandhoudingsdoelstellingen bestaan, heeft deze afname geen betekenis, omdat het binnen de mijdingscontour gelegen gebied niet of nauwelijks als foerageergebied wordt gebruikt. Ook zijn er geen belemmeringen voor de migratie van zeehonden tussen de Waddenzee en het Deltagebied. Tussen de buitenrand van de mijdingscontour en de kust ligt namelijk een zone van minimaal 21 km, wat ruim voldoende is voor het ongehinderd heen en weer zwemmen tussen Waddenzee en Deltagebied. Significante effecten op de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor gewone en grijze zeehonden in de Voordelta kunnen daarom worden uitgesloten.

8.20 Oosterschelde

Voor de Oosterschelde zijn voor wat betreft vogels uitsluitend effecten mogelijk voor soorten die foerageren op vis in de Noordzee (kustzone) of de Delta. In dit gebied bevinden zich kolonies van grote stern, noordse stern en visdief, mogelijk beïnvloed door aanleg van het windpark Q4 West. De vislarvensterfte en de daaruit volgende afname van voedselbeschikbaarheid voor vogels leidt tot een effect op populatieniveau van maximaal 0,6%, wat niet significant is.

Zeehonden krijgen tijdelijk te maken met een iets verminderd voedselaanbod door vislarvensterfte ten gevolge van heien. Hun dieet is echter dusdanig breed en bevat ook niet-beïnvloede soorten vis, dat effecten op populatieniveau verwaarloosbaar klein zijn. Het is <0,05%, en daarmee wordt geen afbreuk gedaan aan de instandhoudingsdoelstellingen.

Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de fundering heeft tot gevolg dat zeehonden de heillocatie tot op een bepaalde afstand mijden. Hierdoor neemt de omvang van de totale oppervlakte beschikbaar foerageergebied af (externe werking). Voor de gewone en grijze zeehonden waarvoor in de Voordelta instandhoudingsdoelstellingen bestaan, heeft deze afname geen betekenis, omdat het binnen de mijdingscontour gelegen gebied niet of nauwelijks als foerageergebied wordt gebruikt. Ook zijn er geen belemmeringen voor de migratie van zeehonden tussen de Waddenzee en het Deltagebied. Tussen de buitenrand van de mijdingscontour en de kust ligt namelijk een zone van minimaal 21 km, wat ruim voldoende is voor het ongehinderd heen en weer zwemmen tussen Waddenzee en Deltagebied. Significante effecten op de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor gewone zeehonden in de Oosterschelde kunnen daarom worden uitgesloten.

8.21 Zoommeer

Voor het Zoommeer zijn uitsluitend effecten mogelijk voor vogels die foerageren op vis in de Noordzee(kustzone) of de Delta. In dit gebied bevinden zich kolonies van visdief, die

mogelijk worden beïnvloed door aanleg van het windpark Q4 West. De vislarvensterfte en de daaruit volgende afname van voedselbeschikbaarheid voor deze soort leidt tot een additioneel effect op populatieniveau van 0,5% voor de visdief.¹³ Dit leidt dus niet tot significante effecten op populaties van de visdief. Aanleg van het windpark Q4 West doet daarom geen afbreuk aan de instandhoudingsdoelen voor het Zoommeer.

8.22 Markiezaat

In dit gebied bevinden zich geen natuurwaarden die door het windpark mogelijk beïnvloed worden.

8.23 Zwin & Kievittepolder

In dit gebied bevinden zich geen natuurwaarden die door het windpark mogelijk beïnvloed worden.

8.24 Vlake van de Raan

Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de fundering heeft tot gevolg dat zeehonden de heilocatie tot op een bepaalde afstand mijden. Hierdoor neemt de omvang van de totale oppervlakte beschikbaar foerageergebied af (externe werking). Voor de gewone en grijze zeehonden waarvoor in de Voordelta instandhoudingsdoelstellingen bestaan, heeft deze afname geen betekenis, omdat het binnen de mijdingscontour gelegen gebied niet of nauwelijks als foerageergebied wordt gebruikt. Significante effecten op de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor gewone en grijze zeehonden in de Vlake van de Raan kunnen daarom worden uitgesloten.

Voor bruinvissen is de maximale mijdingscontour groter dan die van de zeehond, maar overlapt niet met het Natura 2000-gebied Vlake van de Raan. De kwaliteit van het gebied als leefgebied voor de bruinvis wordt dus niet beïnvloed. De totale omvang van het foerageergebied neemt echter wel af (externe werking). Dit effect wordt echter als niet significant beoordeeld, omdat:

- Het een tijdelijk effect betreft (70 maal ca. 2 uur heien per etmaal; maximale looptijd 4 maanden);
- Een zeer beperkt deel van het totale foerageergebied op het NCP tijdelijk niet voor bruinvissen beschikbaar is (0,5 – 3,5%);

Door het heien kan bij een klein deel van de bruinvispopulatie op het NCP het gehoor tijdelijk worden beïnvloed. In 7.3.2 is beargumenteerd dat dit geen negatieve gevolgen heeft voor de betreffende bruinvissen en daarmee ook niet op de populatie als geheel.

8.25 Westerschelde en Saeftinghe

Voor de Westerschelde en Saeftinghe zijn voor wat betreft vogels uitsluitend effecten mogelijk voor soorten die foerageren op vis in de Noordzee(kustzone) of de Delta. In dit gebied bevinden zich kolonies van grote stern en visdief, die mogelijk worden beïnvloed door aanleg van het windpark Q4 West. De vislarvensterfte en de daaruit volgende afname

¹³ Er van uitgaande dat zij alleen op zee foerageren, verwacht mag worden dat ze grotendeels binnen de Delta foerageren zodat de additionele sterfte lager zal zijn.

van voedselbeschikbaarheid voor vogels leidt tot een effect op populatieniveau van 0,6%, dat niet significant is.

Zeehonden krijgen tijdelijk te maken met een iets verminderd voedselaanbod door vislarvensterfte ten gevolge van heien. Hun dieet is echter dusdanig breed en bevat ook niet-beïnvloede soorten vis, dat effecten op populatieniveau verwaarloosbaar klein zijn. Het is <0,05%, en daarmee wordt geen afbreuk gedaan aan de instandhoudingsdoelstellingen.

Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de fundering heeft tot gevolg dat zeehonden de heilocatie tot op een bepaalde afstand mijden. Hierdoor neemt de omvang van de totale oppervlakte beschikbaar foerageergebied af (externe werking). Voor de gewone en grijze zeehonden waarvoor in de Voordelta instandhoudingsdoelstellingen bestaan, heeft deze afname geen betekenis, omdat het binnen de mijdingscontour gelegen gebied niet of nauwelijks als foerageergebied wordt gebruikt. Ook zijn er geen belemmeringen voor de migratie van zeehonden tussen de Waddenzee en het Deltagebied. Tussen de buitenrand van de mijdingscontour en de kust ligt namelijk een zone van minimaal 21 km, wat ruim voldoende is voor het ongehinderd heen en weer zwemmen tussen Waddenzee en Deltagebied. Significante effecten op de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor gewone zeehonden in de Westerschelde & Saeftinghe kunnen daarom worden uitgesloten.

8.26 Bempton Cliffs

Het gebied Bempton Cliffs in het Verenigd Koninkrijk wordt niet direct beïnvloed, er zijn uitsluitend effecten mogelijk voor vogels die foerageren op vis in de Noordzee. In Bempton Cliffs bevindt zich een kolonie van jan-van-genten, die volgens recent onderzoek op hun foerageertochten op zee niet tot in windpark Q4 West zullen komen.

8.27 Bass Rock

Het gebied Bass Rock in het Verenigd Koninkrijk wordt niet direct beïnvloed, er zijn uitsluitend effecten mogelijk voor vogels die foerageren op vis in de Noordzee. Uit recent onderzoek blijkt dat jan-van-genten vanuit de kolonie Bass Rock op hun foerageertochten op zee niet tot in windpark Q4 West zullen komen.

8.28 Helgoland

Voor het gebied Helgoland in Duitsland zijn uitsluitend effecten mogelijk voor vogels die foerageren op vis in de Noordzee. Op Helgoland bevindt zich een kolonie van jan-van-genten, die op hun foerageertochten op zee (in theorie) net tot in windpark Q4 West kunnen komen. Voor de kolonie jan van genten van het Natura 2000-gebied Helgoland, wordt met maximaal 0,02%, ruimschoots minder dan 1% van de jaarlijkse sterfte verwacht als gevolg van aanvaringen met windturbines. Het effect is verwaarloosbaar.

9 CUMULATIE

9.1 Achtergrond cumulatie

9.1.1 Wettelijk kader

In dit hoofdstuk worden de effecten besproken van het initiatief in samenhang met andere projecten of plannen, cf. Habitatrichtlijn artikel 6, lid 3 (zie ook het schema van toetsing aan de HR in Hoofdstuk 2).

Het voornoemde artikel geeft aan dat in de cumulatie plannen en projecten dienen te worden meegenomen. Dit is een subtiel maar wezenlijk verschil met de Nbwet, waarin gesproken wordt van cumulatie van een initiatief met projecten of handelingen (artikel 19f, eerste lid). Dat betekent dat er ten aanzien van de cumulatie in deze PB wordt gekeken naar vergunde gebruiken (projecten) en concrete (te vergunnen) plannen voor andere initiatieven. Een richtlijn hierbij is dat uitgegaan wordt van plannen en projecten waarover reeds een definitief besluit is genomen.

9.1.2 Lijst met te beoordelen projecten en plannen

Plannen of projecten waarvoor er ten minste een aanvraag ligt of een (ontwerp)besluit is genomen) zijn:

- (Vergunde) windparken
- Tweede Maasvlakte
- Toekomstige zandwinning Noordzee

Vanuit het toetsingskader van de Habitatrichtlijn worden projecten en handelingen die onder bestaand gebruik vallen niet in de cumulatie meegenomen; deze vallen reeds onder bestaande situatie en autonome ontwikkeling. Dit geldt ook voor de effecten vanuit de aanwezigheid van de twee reeds gerealiseerde windparken in de Noordzee, OWEZ en Prinses Amalia Wind Park (PAWP). Het betreft hier immers vergunde projecten, die reeds zijn uitgevoerd (en waarvan de effecten overigens als 'niet significant negatief' zijn beoordeeld in de betreffende MER-en).

Handelingen die bestaand gebruik betreffen en die derhalve niet meegenomen zijn in de cumulatie zijn:

- Mosselzaadvanginstallaties
- Offshore mijnbouw
- Zand- en grindwinning
- Baggerstort
- Militaire activiteiten en oefeningen
- Scheepvaart
- Beroeps- en sportvisserij
- Luchtverkeer
- Schelpenwinning
- Andere (bestaande) windparken

9.1.3 Beoordelingskader

Bovenstaand is aangegeven welke plannen en projecten in combinatie met de aanleg en exploitatie van het windmolenpark Q4 West onderzocht zullen worden op mogelijke significantie effecten als gevolg van cumulatie. Voor deze plannen en projecten is uitgezocht op welke Natura 2000-gebieden zij negatieve effecten kunnen hebben. Wanneer dit overeenkomt met het project Q4 West, is gekeken op welke kwalificerende soorten/ habitats de effecten betrekking hebben. Pas wanneer dit overeenkomt is beoordeeld of het project Q4 West in combinatie met één of meerdere andere plannen of projecten tot significantie kan leiden.

9.2 Resultaten cumulatie met andere projecten of plannen

9.2.1 Voorgenomen windparken

De ambitie van de overheid is om in 2020 6000 MW capaciteit aan windparken op het Nederlands deel van de Noordzee te hebben gerealiseerd. Een eerste aanzet daartoe is gegeven met de realisatie van de windparken OWEZ en PAWP. Deze parken maken onderdeel uit van de huidige situatie en worden dus in cumulatie niet beschouwd. Momenteel zijn twee andere initiatieven in een vergevorderd stadium namelijk een derde en vierde windpark ten noorden van Schiermonnikoog (project Gemini bestaande uit windparken ZeeEnergie en Buitengaats, naar verwachting operationeel vanaf circa 2015) en een vijfde park ten westen van Zandvoort (Eneco Luchterduinen, naar verwachting operationeel in 2015). Daarnaast zijn een negental windparken vergund: Clearcamp, Breeveertien, West Rijn, Den Helder, Brown Ridge Oost, Tromp Binnen, Beaufort, Q4 en Scheveningen Buiten. Laatstgenoemde zal echter komen te vervallen en hiervoor komt het windpark Q4 West in de plaats. De realisatie van deze parken is een reëel scenario in de nabije toekomst. Deze windparken hebben allemaal vergelijkbare effecten met die van windpark Q4 West en zullen dus in cumulatie moeten worden meegenomen.

Tabel 9.1 Overzicht van oppervlakte (km²) en capaciteit (in MW) van in aanbouw zijnde en vergunde windparken in de Nederlandse Noordzee.

Windpark	Oppervlak	~MW
ZeeEnergie & Buitengaats	67	600
Luchterduinen	16	129
Clearcamp	31	275
Breeveertien	50	375
West Rijn	42	284
Den Helder	47	430
Brown Ridge Oost	34	282
Tromp Binnen	33	238
Beaufort	34	340
Q4	12	120
(Scheveningen Buiten)	21*	320*
Q4 West	27	210
Totaal	393	3.283

* Scheveningen Buiten zal niet gebouwd worden.

9.2.2 Aanvaringsrisico's broedvogels

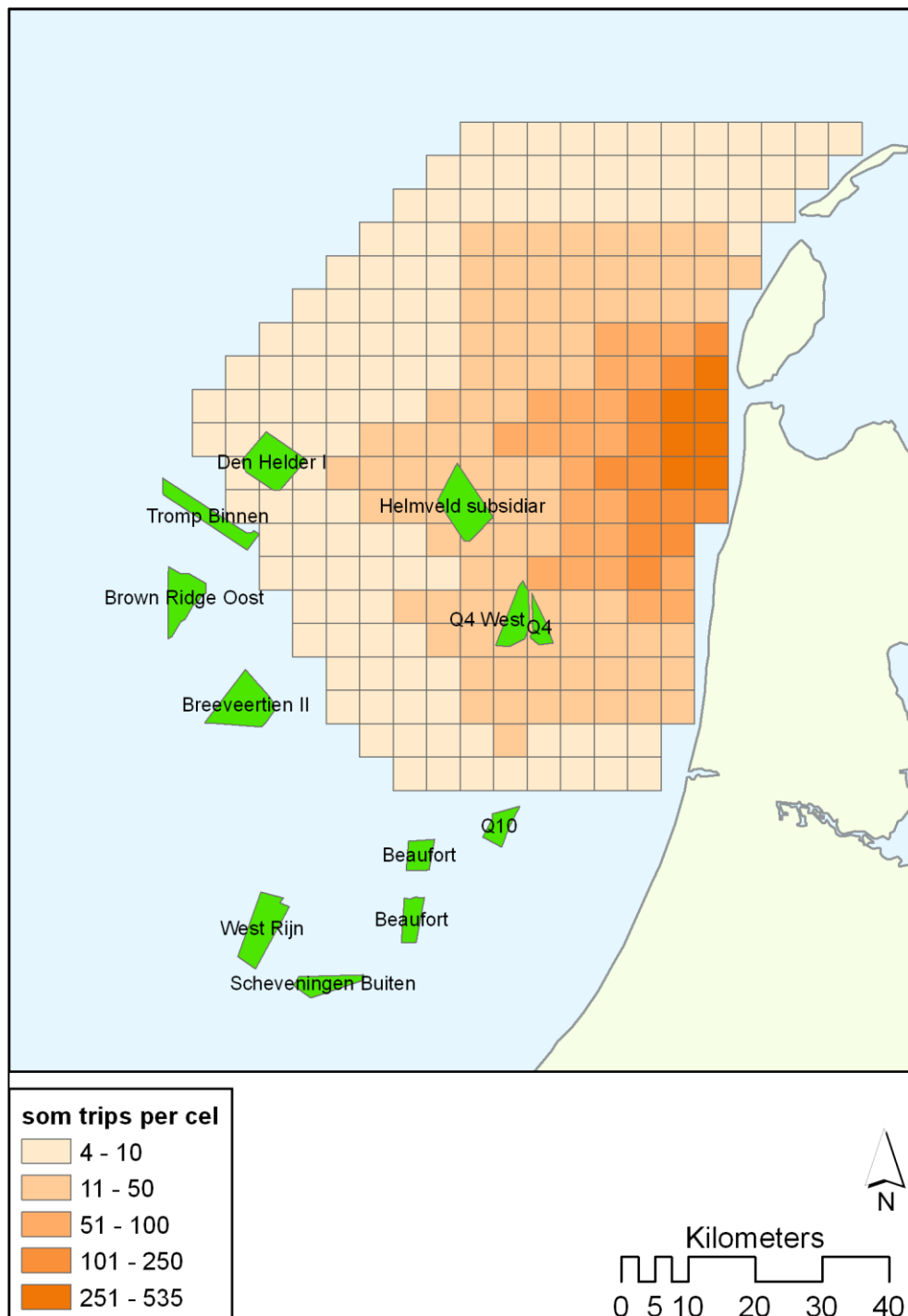
De vogels die als broedvogel in Natura 2000-gebieden beschermd zijn kunnen ook cumulatieve effecten ondervinden van meerdere (te bouwen) windparken. Hiervoor geldt dat de effecten optreden zonder onderlinge interactie en dat het aantal slachtoffers per park lineair kan worden opgeteld. Feitelijk gaat het in het geval van cumulatie voor Q4 West om twee soorten uit twee Natura 2000-gebieden: de kleine mantelmeeuw uit de kolonie van Texel en jan van genten van Helgoland.

Kleine mantelmeeuw

Voor de kleine mantelmeeuw geeft Windpark Q4 West een berekende additionele sterfte van maximaal 0,22% voor de kolonie uit het gebied Duinen en Lage Land Texel. Indien andere parken vergelijkbare effecten geven voor deze vogelsoort, dan is het niet ondenkbaar dat in cumulatie tot de beoogde 3.283 MW de additionele sterftepercentages boven de 1% komen en dat significante effecten niet meer op voorhand kunnen worden uitgesloten. Voor Q4 West zullen dergelijke effecten kunnen optreden met parken die in de buurt van Q4 West liggen en die binnen het reguliere foerageergebied van de kleine mantelmeeuwen van Texel liggen.

Op basis van gegevens van kleine mantelmeeuwen met satellietzenders is in hoofdstuk 6 de omvang bepaald van het reguliere foerageergebied van deze soort uit de kolonie op Texel. Figuur 9.1 zijn alle vergunde en bestaande parken voor de Nederlandse kust opgenomen op de kaart van het reguliere foerageergebied van kleine mantelmeeuwen van Texel. Ook is het geplande windpark Helmveld subsidiair in de figuur aangegeven, dat echter vanwege het feit dat hierover nog geen ontwerp besluit is genomen, niet is meegenomen in de cumulatie.

Figuur 9.1 Vergunde offshore windparken en een gepland windpark (Helmveld subsidair (niet meegenomen in cumulatie)) en het reguliere foerageergebied van kleine mantelmeeuwen van Texel.



Binnen dit gebied liggen drie vergunde parken (Q4, Den Helder I en Tromp Binnen); Q4 West zou hier een aanvulling op vormen. In deze Passende Beoordeling is op grond van de meest recente telgegevens, de foerageerrange, en de nieuwste inzichten over floaters in een populatie (Gyimesi et al. 2012; Lensink et al. 2012 in Dirksen et al. 2012) bepaald hoeveel kleine mantelmeeuwen van Texel in aanvaring komen met turbines in Q4 West (maximaal 5,5 vogel, 0,22% van jaarlijkse sterfte, 70xV112, route 3). Deze aantallen slachtoffers zijn bepaald op basis van fluxen van kleine mantelmeeuwen door Q4 West en kenmerken van het betreffende windpark (turbine type, aantal turbines etc). Eenzelfde benadering kan worden genomen voor de overige parken (Q4, Den Helder I en Tromp Binnen) en de resultaten hiervan zijn beschreven door Collier et al. (2013). Onderstaand worden deze resultaten kort herhaald (tabel 9.2).

Tabel 9.2 Het jaarlijkse aantal aanvaringsslachtoffers berekend met behulp van 'route 2', 'route 3' en het SOSS Band model 2012 voor de parken binnen de foerageerrange van kleine mantelmeeuwen van Texel (Collier et al. 2013).

Windpark	Aantal berekende aanvaringsslachtoffers per jaar		
	Route 2	Route 3	SOSS Band model 2012
Den Helder I	1,72	2,25	3,46
Tromp Binnen	0,01	0,01	0,01
Q4*	1,10	1,10	1,46
Q4-West	4,95	5,51	5,41
Totaal	7,76	8,87	10,34

* deels berekend uit geschatte gegevens

Als gevolg van Windpark Q4 West zullen maximaal 5,51 kleine mantelmeeuwen (worst case variant: route 3) uit de kolonie op Texel sterven als gevolg van aanvaringen met turbines. Dit bedraagt 0,22% van de jaarlijkse sterfte. Dit cumuleert met maximaal 3,46 (Den Helder, SOSS Band Model 2012), 0,01 (Tromp Binnen, Route 3), en 1,46 (Q4, SOSS Band model 2012) dode kleine mantelmeeuwen in de overige parken tot een maximaal aantal slachtoffers van 10,44 vogels per jaar. De verwachte hoeveelheid slachtoffers uit de kolonie van Texel door deze parken zal dus maximaal 10,44 kleine mantelmeeuw beslaan wat overeenkomt met 0,41% van de jaarlijkse sterfte. Hiermee komt de additionele sterfte door beoogde windparken samen niet boven de 1% van de jaarlijkse sterfte in de kolonie op Texel waardoor significante effecten uit te sluiten zijn.

Jan van gent

Voor de kleine mantelmeeuw geeft Windpark Q4 West een berekende additionele sterfte van maximaal 0,02% voor de kolonie op Helgoland. Indien andere parken vergelijkbare effecten geven voor deze vogelsoort, dan is het niet ondenkbaar dat in cumulatie tot de beoogde 3.283 MW de additionele sterftepercentages boven de 1% komen en dat significante effecten niet meer op voorhand kunnen worden uitgesloten. Voor Q4 West zullen dergelijke effecten kunnen optreden met parken die in de buurt liggen en die binnen het reguliere foerageergebied van de jan van genten van Helgoland liggen.

Op basis van de “taartpunt analyse” is in hoofdstuk 6 de omvang bepaald van het reguliere foerageergebied van deze soort uit de kolonie op Helgoland. Uit kader 4.2 blijkt dat binnen deze range nog een viertal andere initiatieven liggen, te weten Q4, ZeeEnergie, Buitengaats en Clearcamp. Q4 West zou hier een aanvulling op vormen. In eerdere Passende Beoordelingen is voor alle initiatieven bepaald hoeveel jan van genten van Helgoland in aanvaring komen met de voorgenomen turbines. De maximale aantallen worden weergegeven in tabel 9.3.

Tabel 9.3 Maximaal aantal aantal aanvaringsslachtoffers per jaar voor jan van genten van Helgoland.

Windpark	Maximaal aantal berekende aanvaringsslachtoffers per jaar	% van jaarlijkse sterfte
Q4	0,02	0,04
ZeeEnergie+Buitengaats+Clearcamp*	0,24	0,51
Q4-West	0,01	0,02
Totaal	0,27	0,57

* Door de methode van berekening is alleen het effect van het grootste en meest oostelijk gelegen park (Buitengaats) bepalend voor de aantallen aanvaringsslachtoffers. De andere parken (ZeeEnergie en Clearcamp) vallen binnen de ‘taartpunt’.

Als gevolg van Windpark Q4 West zullen maximaal 0,01 jan van genten (worst case variant: route 3) uit de kolonie op Helgoland sterven als gevolg van aanvaringen met turbines. Dit bedraagt 0,02% van de jaarlijkse sterfte. Dit cumuleert met maximaal 0,02 (Q4) en 0,24 (ZeeEnergie, Clearcamp, Buitengaats) dode jan van genten in de overige parken tot een maximaal aantal slachtoffers van maximaal 0,27 vogels, wat overeenkomt met 0,57% van de jaarlijkse sterfte. Hiermee komt de additionele sterfte door beoogde windparken samen niet boven de 1% van de jaarlijkse sterfte in de kolonie op Helgoland waardoor significante effecten uit te sluiten zijn.

Aanvaringsrisico's niet broedvogels en trekvogels

Indien meerdere parken in de Nederlandse Noordzee zullen worden gebouwd dan zullen ook de effecten op niet-broedvogels en trekvogels cumuleren. Deze cumulatie vindt plaats zonder onderlinge interactie. De effecten van andere windparken zullen die van Q4 West niet beïnvloeden, en ook hier kunnen de effecten dus direct worden opgeteld.

Voor Q4 West is in het MER de inschatting gegeven dat een ordegrootte tot maximaal 2.500 vogels per jaar in aanvaring zullen komen met de turbines (worst case variant: 70xV112, route 2). In deze Passende Beoordeling is geconcludeerd dat de effecten op de biogeografische populaties hiervan minimaal zullen zijn. In dit hoofdstuk wordt onderzocht of dit in cumulatie met andere parken wel mogelijk tot effecten kan leiden. Q4 West is een park met een capaciteit van ongeveer 210 MW. De beoogde capaciteit die momenteel vergund is op de Nederlandse Noordzee is ongeveer 3283 MW. Puur gebaseerd op het aantal slachtoffers per MW (Q4 West: 12,1 slachtoffer/MW) zal het totaal aantal vogelslachtoffers

gecumuleerd over alle bestaande en vergunde parken ongeveer maximaal ongeveer 40.000 vogels per jaar bedragen. Gebaseerd op de telgegevens gebruikt in het MER van Q4 West (Krijgsveld et al. 2011; Leopold et al. 2011; Poot et al. 2011a) zal 80% hiervan zangvogels bedragen. Hoewel deze aantallen slachtoffers voor alle parken samen substantieel hoger zijn dan voor een enkel park als Q4 West alleen, zullen de effecten van deze additionele sterfte boven op de natuurlijk sterfte nihil zijn op populatieniveau. De biogeografische populaties van deze soorten zijn dermate hoog (miljoenen vogels) dat significante effecten van deze sterfte dan ook uitgesloten kunnen worden. Voor zeevogels werd een dergelijke conclusie ook getrokken door Poot et al. (2011b) in recent onderzoek naar effecten van mortaliteit door aanvaringen voor een modelstudie waarin de effecten van OWEZ op populatieniveau werden gemodelleerd voor de hypothetische situatie waarin tien van zulke parken werden gebouwd.

Habitatverlies Broedvogels

Het totale oppervlak zeegebied waarover kleine mantelmeeuwen van Texel zich kunnen verspreiden is 6.350 km² (figuur c.2). Het totale oppervlak van alle vergunde en geplande windparken die liggen binnen het reguliere verspreidingsgebied van deze populatie (Q4, Den Helder I, Tromp Binnen (zeer klein deel)) is 60 km². Hier zou Q4 West (27 km²) bijkomen. In totaal zal dus 87 km² van het reguliere foerageeroppervlak van kleine mantelmeeuwen (6.350 km²) ingenomen worden door windmolenparken wat overeenkomt met 1,4%. Overigens liggen in het gebied met de hoogste dichtheden/fluxen geen windmolenparken, alle parken liggen meer in de periferie van het reguliere foerageergebied. Daarnaast blijkt uit eerder onderzoek (Leopold et al. 2011; Krijgsveld et al. 2011) dat kleine mantelmeeuwen offshore windmolenparken niet of nauwelijks vermijden. Het effect van habitatverlies op het potentieel aanwezig foerageergebied voor kleine mantelmeeuwen van Texel zal dus zeer klein zijn en significante effecten zijn uit te sluiten.

Het totale oppervlak zeegebied waarover jan van genten van Helgoland zich kunnen verspreiden is 113.376,6 km² (figuur c.2). Het totale oppervlak van alle vergunde en geplande windparken die liggen binnen het reguliere verspreidingsgebied van deze populatie (Q4, ZeeEnergie, Clearcamp, Buitengaats) is 110 km². Hier zou Q4 West (27 km²) bijkomen. In totaal zal dus 137 km² van het reguliere foerageeroppervlak van kleine mantelmeeuwen (113.377 km²) ingenomen worden door windmolenparken wat overeenkomt met 0,12%. Het effect van habitatverlies op het potentieel aanwezig foerageergebied voor jan van genten van Helgoland zal dus zeer klein zijn en significante effecten zijn uit te sluiten.

Habitatverlies niet-broedvogels

Het totale oppervlak zeegebied waarover lokale niet-broedvogels zich kunnen verspreiden in de Nederlandse Noordzee is 57.273 km². Het totale oppervlak van alle vergunde windparken, exclusief Scheveningen Buiten maar inclusief Q4 West, in de Nederlandse Noordzee is ongeveer 0,7% (393 km²) daarvan. De gevolgen van deze vermindering van geschikt habitat zullen daarmee verwaarloosbaar klein zijn.

Doorwerking vislarvensterfte op vogels

Naast de effecten van aanvaring kunnen ook de effecten van een verminderde vislarvenaivoer cumuleren op visetende vogels. Het gaat in dit geval vooral om de sterns en de Kleine mantelmeeuw.

Voor Q4 West liggen de percentages afname op populatieniveau tussen 0,2 en 0,6% voor de Noordzeekustzone en de Waddenzee. Afhankelijk van de locatie(s) van de parken waarmee gecumuleerd wordt, kunnen deze effecten, in combinatie met de effecten van aanvaringen, boven de 1% komen. Echter in de voorschriften van elk van de vergunningen van de windparken is bepaald dat slechts één park per seizoen aangelegd mag worden hetgeen cumulatie vanuit de aanleg van meerdere parken tegelijkertijd grotendeels uitsluit.

Naast cumulatie ten gevolge van het gelijktijdig aanleggen van windparken kan ook cumulatie optreden ten gevolge van het jaar op jaar-effect doordat meerdere jaren achter elkaar een windpark wordt aangelegd. In de vergunningen van elk van de windparken is echter eveneens het voorschrift opgenomen dat in de eerste helft van het jaar – januari tot en met juni – niet geheid mag worden. Dit voorschrift voorkomt het optreden van cumulatie van enige omvang doordat de daarvan afhankelijke broedvogels niet (of in ieder geval veel minder) geconfronteerd worden met het effect van een vermindering van het aanbod aan juveniele vis. Significante effecten vanuit de cumulatie van de doorwerking van vislarvensterfte op vogels zijn daarmee uit te sluiten.

Wat betreft cumulatie en de ligging van de parken, kan aanvullend nog het volgende opgemerkt worden. De mate van effect van de aanleg (heien) van het windpark op de reductie van de vislarvenaanzoek is afhankelijk van de ligging van het windpark ten opzichte van enerzijds de paaigronden van de betreffende vissoort en anderzijds het Natura 2000-gebied. Parken dichtbij de kust kunnen meer effecten sorteren op tong, parken verder weg van de kust zullen meer effect hebben op schol en haring. Voor haring geldt dat zuidelijke parken meer effect hebben dan noordelijke parken en voor schol ligt dat omgekeerd. Als parken dicht bij elkaar liggen, en er zou toch tegelijkertijd geheid worden, dan kan interactie optreden op de effecten, waardoor het effect van tegelijk heien minder is dan de som der delen. Met andere woorden, bij het tweede park kunnen reeds door het eerste parken gedode larven voorbij komen, zodat het totaaleffect lager is.

Overigens zijn ook combinaties van aanleg van windparken denkbaar waarbij geen of aanzien minder cumulatie optreedt ten aanzien van de doorwerking van de sterfte van vislarven. Bijvoorbeeld als gebieden door het heien beïnvloed worden waarvan de vislarven uiteindelijk niet in het zelfde opgroeigebied terecht komen; denk hierbij bijvoorbeeld aan een combinatie van de aanleg van een windpark voor de Hollandse kust en een windpark ten noorden van de Wadden.

Doorwerking vislarvensterfte op zeezoogdieren

Vislarvensterfte door heiwerkzaamheden leidt tot een berekend effect dat ruim onder de 1% op populatieniveau van de bruinvis en zeehonden blijft. Het effect op zeezoogdieren is in alle gevallen minder dan dat op vogels; effecten zullen daardoor in cumulatie met eventuele andere parken minder snel boven de 1% komen. Hierbij kan met dezelfde factoren ten aanzien van de ligging van de parken en de periode van heien (waaronder het niet gelijktijdig aanleggen van parken) rekening gehouden worden als hierboven beschreven bij de doorwerking van de vislarvensterfte op vogels. Ook voor zeezoogdieren geldt dat cumulatieve effecten en jaar op jaar-effecten grotendeels uitgesloten worden doordat niet in één seizoen meerdere windparken aangelegd mogen worden en dat niet in de eerste helft van het jaar geheid mag worden.

Evenals opgemerkt bij de doorwerking van vislarvensterfte op vogels geldt hier dat combinaties van aanleg van windparken denkbaar zijn waarbij geen of aanzien minder cumulatie optreedt ten aanzien van de doorwerking van de sterfte van vislarven. Bijvoorbeeld als gebieden door het heien beïnvloed worden waarvan de vislarven uiteindelijk niet in het zelfde opgroeigebied terecht komen; denk hierbij bijvoorbeeld aan een combinatie van de aanleg van een windpark voor de Hollandse kust en een windpark ten noorden van de Wadden.

Onderwatergeluid en zeezoogdieren

De effecten op zeezoogdieren van het onderwatergeluid dat optreedt bij het heien van funderingen van meerdere windparken tegelijkertijd, zou kunnen cumuleren. Hierbij geldt vanuit de generieke voorschriften in elk van de windparkvergunningen dat indien ten behoeve van de aanleg geheid wordt, het uitgesloten is dat meerdere parken in het zelfde jaar worden aangelegd en tevens dat de aanleg in de eerste helft van het jaar niet is toegestaan.

Beide maatregelen zijn reeds in alle bestaande vergunningen opgenomen. De maatregel dat slechts één park per jaar aangelegd mag worden, voorkomt het optreden van cumulatie. Het bevoegd gezag heeft overigens de mogelijkheid om onder voorwaarden gelijktijdige aanleg toe te staan, bijvoorbeeld als afgezien wordt van het heien van funderingen. Nu uit de geluidberekeningen ten aanzien van heien van funderingen blijkt dat de oppervlakte beïnvloed gebied aanzienlijk kleiner is dan de eerder aangenomen cirkel met een straal van 80 km voor zeehonden, ontstaat wellicht ruimte voor de gelijktijdige aanleg van windparken zonder dat ontoelaatbare cumulatie optreedt. Daarbij is naast de omvang van de effecten ook de ligging van de parken die tegelijkertijd worden aangelegd van belang: indien de contouren elkaar overlappen is het totale effectgebied geringer, terwijl ook het juist ver van elkaar verwijderd zijn van parken ertoe kan leiden dat de effecten niet ontoelaatbaar cumuleren omdat de effectgebieden dermate los van elkaar staan dat andere 'deelpopulaties' beïnvloed worden die elk toelaatbare effecten te zien geven. Dit dient in voorkomende gevallen specifiek voor de combinatie van de aan te leggen windparken nader beschouwd te worden.

In het geval dat parken in opeenvolgende jaren worden aangelegd, zal er sprake kunnen zijn van cumulatie van effecten in de tijd. De effecten die optreden bij de aanleg van een windpark zijn echter beperkt van omvang en tijdelijk waardoor geen cumulatie optreedt als gevolg van jaar op jaar-effecten.

In de exploitatiefase vormen windparken geen belemmering voor zeezoogdieren. Cumulatie van effecten ten aanzien van de omvang of de geschiktheid van foerageergebied kan daarom worden uitgesloten. Hier komt nog bij dat de totale oppervlakte van de windparken gezamenlijk slechts een klein deel (0,7%) uitmaakt van het NCP.

9.2.3 Tweede Maasvlakte¹⁴

De effecten van de Tweede Maasvlakte op de natuurlijke kenmerken van Natura 2000-gebieden staan beschreven in Heinis *et al* (2007). In hoofdstuk 15 van dit rapport staat aangegeven dat er alleen significante effecten worden verwacht in de Voordelta en Voornes Duin, waarbij de effecten in de Voordelta van belang kunnen zijn voor cumulatie in deze PB. Er worden hier effecten verwacht op habitattype 1110 (onder water staande zandbanken), Grote stern, Visdief en Zwarte zee-eend. Niet significante negatieve effecten worden ook verwacht, zowel op habitattypen als op vogels. Het gaat hierbij vooral om verlies van foerageerruimte voor overwinterende schelpdieretende eenden, en verlies van kwaliteit van de Voordelta als foerageergebied voor visetende vogels (sterns en Aalscholver) die vanuit hun broedkolonies ter plaatse foerageren. Vanwege de beperkte foerageerrange van deze vogels overlappen de negatieve effecten in de Voordelta niet met die in deze PB worden verwacht voor deze vogels. Directe effecten op habitats in de Voordelta zijn afwezig in deze PB en kunnen dus ook niet cumuleren met negatieve effecten van de Tweede Maasvlakte.

Ten aanzien van de Waddenzee kunnen de effecten van de Tweede Maasvlakte wel cumuleren met die van de aanleg van Q4 West. Beide initiatieven hebben een effect op de aanvoer van vislarven in de Waddenzee. Echter, het gemodelleerde effect van de Tweede Maasvlakte is dermate klein (max. 0,04 procent voor Tong), dat er geen sprake is van een afwijking die opvallend is ten opzichte van de natuurlijke variatie. Voor vogelsoorten wordt een mogelijk negatief effect verwacht voor schelpdier- en wormenetende soorten in de Waddenzee. Dergelijke effecten worden in het geheel niet verwacht voor het in deze PB beschreven initiatief, en cumulatie van effecten met die van de Tweede Maasvlakte op de Waddenzee kan derhalve ook niet optreden. Voor de Noordzeekustzone worden in het geheel geen negatieve effecten van de Tweede Maasvlakte verwacht. Cumulatie met de effecten van de Tweede Maasvlakte is derhalve ook uitgesloten.

Natuurlijke kenmerken in andere Natura 2000-gebieden, die aangetast kunnen worden als gevolg van de aanleg, aanwezigheid en gebruik van de Tweede Maasvlakte hebben alle betrekking op droge habitats of op soorten die geheel buiten de invloedssfeer liggen van het windpark Q4 West.

Ten aanzien van effecten op zeezoogdieren is in de PB voor de Tweede Maasvlakte aangegeven dat van het toegenomen onderwatergeluid tijdens aanleg geen negatieve effecten worden verwacht op populaties van gewone en grijze zeehonden. Effecten op de bruinvis zijn niet genoemd. De eerste fase van de aanleg van de Tweede Maasvlakte is in juli 2012 afgerond. Eventuele, daadwerkelijk optredende effecten van onderwatergeluid op vissen en zeezoogdieren tijdens de aanleg zijn onderzocht en bleken zeer beperkt en lokaal te zijn. De tweede fase van de aanleg is nog niet gestart, maar zal in omvang van effecten veel kleiner zijn omdat het om veel minder zand gaat, waardoor de tijdsduur en het aantal schepen eveneens veel minder zal zijn. Cumulatieve effecten met de aanleg en aanwezigheid van windpark Q4 West zijn daarom niet te verwachten.

¹⁴ Ten aanzien van de Tweede Maasvlakte en de zandwinningen kan worden gesteld dat deze ook als autonome ontwikkeling kunnen worden meegenomen. Om de mogelijke effecten goed in beeld te brengen is ervoor gekozen deze separaat onder cumulatie te beschouwen.

9.2.4 Toekomstige zandwinningen Noordzee¹⁵

De zandwinningen langs de Nederlandse kust bestaan uit twee verschillende typen winning. Enerzijds wordt er zand gewonnen ten behoeve van de (vooroever) suppletie voor de kustverdediging, anderzijds is er zand nodig voor gebruik op land. De eerste categorie wordt weer gesuppleerd, vrijwel direct na winning. Voor zandwinning ten behoeve van de Tweede Maasvlakte, zie voorgaande paragraaf. Op de Noordzee wordt geen zand meer gewonnen binnen de 20 m dieptelijn, suppletie vindt wel plaats binnen de 20 m, vaak op de nabije vooroever binnen enkele kilometers vanaf de laagwaterlijn.

Ten behoeve van de zandwinningen zijn verschillende MER-en geschreven. Een MER is geschreven voor de periode 2008 tot 2017 voor de winning van ophoogzand (Grontmij, 2008), en een dito MER voor de winning van suppletiezand 2008-2012 (Grontmij, 2007). Recent is het *MER winning suppletiezand Noordzee 2013 t/m 2017* verschenen (Grontmij, 15 augustus 2012).

De sterkste effecten van de zandwinningen (inclusief die voor de Tweede Maasvlakte) zijn het verlies van bodemleven en verhoging van het slibgehalte in het water. De doorwerking hiervan op de voedselsituatie voor visetende vogels wordt in het algemeen als verwaarloosbaar klein geacht; cumulatieve effecten met Q4 West zijn daarom uit te sluiten. Een andere belangrijke effectfactor is het onderwatergeluid en de mogelijke verstorende effecten op zeezoogdieren. Deze is in de meest recente MER voor zandwinning als een zeer lokaal effect aangeduid gezien de relatief lage geluidniveaus. Hierdoor is cumulatie met het heigeluid van de aanleg van windparken niet aan de orde. Het geluidsniveau van een sleephopperzuiger is niet veel groter dan van andere schepen, en alhoewel een toename aan scheepvaartverkeer wel extra hinder zal opleveren voor zeezoogdieren, kan er van worden uitgegaan dat de effecten zeer beperkt en lokaal zijn. Cumulatieve effecten op de zeezoogdieren kunnen derhalve uitgesloten worden.

9.2.5 Conclusies

Concluderend worden er geen cumulatieve effecten verwacht van toekomstige zandwinningen voor suppletie en ophoogzand, of van de aanleg van de Tweede Maasvlakte op de migratiemogelijkheden en de kwaliteit van het leefgebied van de gewone zeehond in de Voordelta. Wel zijn er cumulatieve effecten mogelijk van de aanleg en aanwezigheid van andere windparken met die van windpark Q4 West, op zowel vogels (aanvaringen) als zeezoogdieren (onderwatergeluid, voedselsituatie). Uit de beschouwing van deze effecten blijkt dat geen significante effecten zullen optreden.

¹⁵ Ten aanzien van de Tweede Maasvlakte en de zandwinningen kan worden gesteld dat deze ook als autonome ontwikkeling kunnen worden meegenomen. Om de mogelijke effecten goed in beeld te brengen is ervoor gekozen deze separaat onder cumulatie te beschouwen.

BIJLAGEN



BIJLAGE 1



LITERATUUR

- Arbouw, G.J. & C. Swennen, 1985. Het voedsel van de Stormmeeuw *Larus canus* op Texel. *Limosa* 58: 7-15.
- Arcos, J.M. & D. Oro, 2002. Significance of fisheries for a threatened Mediterranean seabird, the Balearic Shearwater *Puffinus mauretanicus*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 239: 209-220.
- Arts, F.A. & C.M. Berrevoets, 2005. Monitoring van zeevogels en zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat 1991-2005 – Verspreiding, seizoenspatroon en trend van zeven soorten zeevogels en de Bruinvis. Rapport RIKZ/2005.032, Middelburg.
- Arveson, P.T. & D.J. Vendittis, 2000. Radiated noise characteristics of a modern cargo ship. *J. Acoust. Soc. Am.* 107: 118-129.
- Bailey, R.S., 1991. The interaction between sandeel and seabirds – a case history at Shetland. *International Council for the Exploration of the Sea ICES* 165: 1-12.
- Balmer, D.E. & W.J. Peach, 1993. Review of Natural Avian Mortality Rates. BTO, Thetford.
- Band, W., M. Madders & D.P. Whitfield, 2007. Developing field and analytical methods to assess avian collision risk at wind farms. In De Lucas, M., Janss, G. & Ferrer, M., eds. *Birds and Wind Power*. Barcelona., Spain: Lynx Edicions.
- Baptist, H.J.M. & P.A. Wolf, 1993. Atlas van de vogels van het Nederlands Continentaal Plat. Rapport Rijkswaterstaat, Dienst Getijdenwateren, DGW-93.013, Middelburg.
- Bell, M.C., A.D. Fox, M. Owen, J.M. Black & A.J. Walsh, 1993. Approaches to estimation of survival of two arctic-nesting goose species. In: *Marked Individuals in the Study of Bird Population*, J.-D. Lebreton & P.M. North (eds). Birkhauser Verlag, Basel.
- Bergh, L.M.J., A.L. Spaans & N.D. van Swelm, 2002. Lijnopstellingen van windturbines geen barrière voor voedselvluchten van meeuwen en sterns in broedtijd. *Limosa* 75: 25-32.
- Betke, K., M. Schultz-von Glahn & R. Matuschek, 2004. Underwater noise emissions from offshore wind turbines. CFA/DAGA 2004.
- Bijlsma, R.G., F. Hustings & C.J. Camphuysen, 2001. Algemene en schaarse vogels van Nederland (*Avifauna van Nederland* 2). GMB Uitgeverij, Haarlem/ Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging KNNV, Utrecht.
- Blums, P., J.D. Nichols, J.E. Hines, M.S. Lindberg & A. Mednis, 2005. Individual quality, survival variation and patterns of phenotypic selection on body condition and timing of nesting in birds.
- Boecker, M., 1967. Vergleichende Untersuchungen zur Nahrungs- und Nistökologie der Flusszeeschwalbe (*Sterna hirundo* L.) und der Küstenseeschwalbe (*S. paradisaea* Pont.). *Bonner zoologische Beiträge* 18: 15-126.
- Bolle, L.J., M. Dickey-Collas, P.L.A. Erftemeijer, J.K.L. van Beek, H.M. Jansen, J. Asjes, A.D. Rijnsdorp & H.J. Los, 2005. Transport of Fish Larvae in the Southern North Sea. Impacts of Maasvlakte 2 on the Wadden Sea and North Sea coastal zone. Track 1: Detailed modelling research. Part IV: Fish Larvae. Netherlands Institute for Fisheries research, RIVO Report no C072/05.
- Boon, A.E., S. Dirksen, M.F. Leopold & A. Brenninkmeier, 2012. A methodological update of the Framework for the Appropriate Assessment of the ecological effects of Offshore Windfarms at the Dutch Continental Shelf. In opdracht van RWS Dienst Noordzee. Deltares projectnr. 1205107-000-ZKS-0018.
- Bos OG, Leopold, M.F., Bolle LJ (2008). Passende beoordeling windparken: Onderdeel vislarven. Concept-rapport d.d. 10 december 2008, Imares IJmuiden, Texel.
- Boshamer, P.C. en J.P. Bekker, 2008. Nathusius' pipistrelles (*Pipistrellus nathusii*) and other species of bats on offshore platforms in the Dutch sector of the North Sea. *Lutra* 51 (1): 17-36.

- Bouman, A.E., G.J. de Bruin, A. van Hinsberg, P. Sevenster, E.A.J. Wanders R.M. Wanders 1991. Meeuwen: Opkomst en ondergang van een meeuwenkolonie. Een studie in Meijndel. Wetenschappelijke Mededeling nr. 204. Stichting Uitgeverij KNNV, Utrecht.
- Brandt, M., A. Diederichs, K. Betke & G. Nehls, 2011. Responses of harbour porpoises to pile driving at the Horns Rev II offshore wind farm in the Danish North Sea. *Mar Ecol Prog Ser* 421: 205–216.
- Brasseur S.M.J.M. & Reijnders P.J.H., 2001. Zeehonden in de Oosterschelde, fase 2. Alterra-rapport 353: 58 pp.
- Brasseur, S., I. Tulp, P. Reijnders, C. Smit, E. Dijkman, J. Cremer, M. Kotterman & E. Meesters, 2004. Voedselecologie van de Gewone en Grijsze zeehond in de Nederlandse kustwateren. Alterra Wageningen, rapport 905.
- Brasseur, S., M. Gerondeau, E. Meesters, O. Jansen, M. Leopold & P. Reijnders (in prep.). Preliminary results on the diet of harbor (*Phoca vitulina*) and grey (*Halichoerus grypus*) seals in the Netherlands during their molting period.
- Brasseur, S., G. Aarts, E. Meesters, T. van Polanen Petel, E. Dijkman, J. Cremer & P. Reijnders, 2012. Habitat preferences of harbour seals in the Dutch coastal area: analysis and estimate of effects of offshore wind farms. Commissioned by Noordzeewind. IMARES report nr. C043/10.
- Brasseur, S.M.J.M., M. Scheidat, G.M. Aarts, J.S.M. Cremer & O.G. Bos, 2008. Distribution of marine mammals in the North Sea for the generic appropriate assessment of future offshore wind parks. IMARES report C046/08.
- Bregnballe, T., 2005. Shooting of Great Cormorants as a management tool in two Danish fjords. Abstract from the 7th International conference on Cormorants. 4th Meeting of Wetlands International Cormorant Research Group. Villeneuve, Switzerland.
- Bregnballe, T., J.D. Goss-Custard & S.E.A.I.v.d. Durell, 1997. Management of Cormorant numbers in Europe: a second step towards a European conservation and management plan. In: Dam, C. van & S. Asbirk (eds.). Cormorants and human interests. Proceedings of the Workshop towards an International Conservation and Management Plan for the Great Cormorant *Phalacrocorax carbo*, 3 and 4 oktober 1996, Lelystad, The Netherlands. Report National Reference Centre for Nature Management, Wageningen: 62-122.
- Brenninkmeijer, A., G. Doeglas & J. de Fouw, 2002. Foeragegedrag van sterns in de westelijke Westerschelde in 2002. Altenburg & Wymenga Rapport 346, Veenwouden, 55pp plus Bijlagen.
- Brenninkmeijer, A. & E.W.M. Stienen, 1992. Ecologisch profiel van de Grote Stern (*Sterna sandvicensis*). Rin-rapport 92/17.
- Brenninkmeijer, A. & E.W.M. Stienen 1994. Pilot study on the influence of feeding conditions at the North Sea on the breeding results of the Sandwich Tern *Sterna sandvicensis*. IBN Research Report 94/10. Institute for Forestry and Nature Research, Wageningen.
- Brooke, M., 1990. The Manx Shearwater. T. & A.D. Poyser, Academic Press Limited, London.
- Brockie, K., 1988. The Silvery Tay. Paintings and Sketches from a Scottish River. J.M. Dent & Sons Ltd., London.
- Brown KM, Erwin RM, Richmond ME, Buckley PA, Tanacredi JT, Avrin D (2001). Managing Birds and Controlling Aircraft in the Kennedy Airport–Jamaica Bay Wildlife Refuge Complex: The Need for Hard Data and Soft Opinions. *Environmental Management* 28(2): 207-224.
- Bruinzeel, L.W. 2004. Search, settle, reside & resign. Territory acquisition in the Oystercatcher. Thesis, Rijksuniversiteit Groningen. Van Denderen bv, Groningen.
- BTO, 2008. <http://www.bto.org.uk> > birdfacts.

- Bugter R, M-J. Bogaardt M-J & F. Kistenkas, 2007. Wat telt mee in de cumulatie? Werkdocument met een voorlopige handreiking voor de inventarisatie van relevante activiteiten. Alterra werkdocument 2007.
- Bukacinska M., D. Bukacinski & A.L. Spaans, 1996. Attendance and diet in relation to breeding success in Herring Gulls (*Larus argentatus*). *Auk* 113: 300-309.
- Bukacinski D., M. Bukacinska & A.L. Spaans, 1998. Experimental evidence for the relationship between food supply, parental effort and chick survival in the Lesser Black-backed Gull *Larus fuscus*. *Ibis* 140: 422-430.
- Bukacinski, D. & M. Bukacinska, 2003. *Larus canus* common gull. BWP Update 5: 13-39.
- Caltrans, 2004. Fisheries and Hydroacoustic Monitoring Program Compliance Report for the San Francisco-Oakland Bay Bridge East Span Seismic Safety Project. Prepared by Strategic Environmental Consulting, Inc. and Illingworth & Rodkin, Inc. June.
- Calladine JR, Park KJ, Thompson K, Wernham CV. Review of urban gulls and their management in Scotland. BTO report, May 2006. pp. 115.
- Camphuysen, C.J., 2011. Lesser Black-backed Gulls nesting at Texel. Foraging distribution, diet, survival, recruitment and breeding biology of birds carrying advanced GPS loggers. NIOZ-Report 2011-05. Royal Netherlands Institute for Sea Research, Texel.
- Camphuysen C.J. (editor), 2005. Understanding marine foodweb processes: an ecosystem approach to sustainable sandeel fisheries in the North Sea. IMPRESS Final Report, Project #Q5RS-2000-30864. Interactions between the Marine environment, PREDators, and prey; implications for Sustainable Sandeel fisheries. NIOZ-Report 2005-5, 240pp. Netherlands Institute for Sea Research (NIOZ), Texel.
- Camphuysen, C.J. & F. de Freeze, 2005. De Drieteenmeeuw als broedvogel in Nederland. *Limosa* 78: 65-74.
- Camphuysen, C.J., A.D. Fox, M.F. Leopold & I.K. Petersen, 2004. Towards standardised seabirds at sea census techniques in connection with environmental impact assessments for offshore wind farms in the U.K. Report COWRIE-BAM-02-2002, Royal Netherlands Institute for Sea Research, Den Burg.
- Camphuysen, C.J. & M.F. Leopold, 1994. Atlas of seabirds in the southern North Sea. IBN Research Report 94/6, NIOZ Report 1994-8, Institute for Forestry and Nature Research, Netherlands Institute for Sea Research and Dutch Seabird Group, Texel.
- Camphuysen, C.J. & G. Peet, 2006. Walvissen en dolfinen in de Noordzee. Fontaine Uitgevers BV, 's Graveland / Stichting De Noordzee, Utrecht.
- Camphuysen C.J., 1995. Herring gull *Larus argentatus* and Lesser black-backed gull *L. fuscus* feeding at fishing vessels in the breeding season: competitive scavenging versus efficient flying. *Ardea* 83: 365-380.
- Camphuysen C.J., Gronert, A. 2012. Apparent survival and fecundity of sympatric Lesser Black-backed Gulls and Herring Gulls with contrasting population trends. *Ardea* 100: 113-122.
- Carss, D.N. & M. Marquiss, 1996. The influence of a fish farm on grey heron *Ardea cinerea* breeding performance. In: Greenstreet S.P.R. & Tasker M.L. (eds). Aquatic predators and their prey: 133-141. Fishing News Books, University Press, Cambridge.
- Chamberlain, D., S. Freeman, M. Rehfish, T. Fox & M. Desholm, 2005. Appraisal of Scottish Natural Heritage's Wind Farm Collision Risk Model and its Application. BTO research Report No. 401, Norfolk UK, pp. 53.
- Chapman, C.J. & O. Sand, 1974. Field studies of hearing in two species of flatfish *Pleuronectes platessa* L. and *Limanda limanda* L. (family *Pleuronectidae*). *Comp. Biochem. Physiol.* 47A: 371-385.

- Conway, C.J., W.R. Eddleman & S.H. Anderson, 1994. Nesting success and survival of Virginia rails and soras. *Wilson Bulletin* 106: 466-473.
- Collier, M.P., Gyimesi, A., Dirksen, S. 2013. Schattingen van aanvaringsslachtoffers onder kleine mantelmeeuwen uit de kolonies op Texel in nieuwe offshore windparken in Nederland. Bureau Waardenburg rapport 12-238, Culemborg, Nederland.
- Coulson J. Colonial Breeding in Seabirds. In: *Biology of Marine Birds* (Ed. E.A. Schreiber & J. Burger), 2002, CRC Press, p. 87-113.
- Courtens, W., E.W.M. Stienen & M. van de Walle, 2007. Het broedseizoen 2007 te Zeebrugge: een eerste impressie. In: G. Vermeersch et al. (eds). *Vogelnieuws. Ornithologische nieuwsbrief van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek* 8: pp 16-18. www.inbo.be.
- Courtens W, Stienen E, Van de Walle M, Vercruyssen H (2006). Deelstudie II, Grote meeuwen in Zeebrugge: problemen en oplossingen. Pp.18
- Cramp, S. & K.E.L Simmons (eds.), 1977. *The Birds of the Western Palearctic*, Vol. I. Oxford University Press, Oxford, London, New York.
- Daan, N., 1990. Ecology of North Sea fish. *Neth. J. Sea Res.* 26: 343-386.
- Dam, C. van & S. Asbirk (eds.). *Cormorants and human interests. Proceedings of the Workshop towards an International Conservation and Management Plan for the Great Cormorant Phalacrocorax carbo*, 3 and 4 oktober 1996, Lelystad, The Netherlands. Report National Reference Centre for Nature Management, Wageningen: 62-122.
- Dam, C. van, A.D. Buijse, W. Dekker, M.R. van Eerden, J.G.P. Klein Breteler & R. Veldkamp. 1995. Aalscholvers en Beroepsvisserij in het IJsselmeer, het Markermeer en Noordwest- Overijssel. IKC-NBLF Rapportnr. 19, IKC-NBLF, Wageningen.
- Danchin É., 1992. Food shortage as a factor in the 1988 Kittiwake *Rissa tridactyla* breeding failure in Shetland. *Ardea* 80: 93-98.
- Degn, U., 2000. Offshore Wind Turbinens – VVM. Underwater Noise Measurements, Analysis and Predictions. SEAS Distribution, Haslev. (English translation of Baggrundsrapport nr. 14 Offshore windpark Nysted/Rodsand).
- D'Elbé, J. & G. Hémerly, 1998. Diet and foraging behaviour of the British Storm Petrel *Hydrobates pelagicus* in the Bay of Biscay during summer. *Ardea* 86: 1-10.
- Dernedde, T., 1994. Foraging overlap of three gull species (*Larus* spp.) on tidal flats in the Wadden Sea. *Ophelia Suppl.* 6: 225-238.
- Dierschke, V. & S. Garthe, 2006. Literature Review of Offshore Wind Farms with Regard 131 to Seabirds. In: Zucco C., Wende W., Merck T., Köchling I., Köppel J. (eds). *Ecological Research on Offshore Wind Farms: International Exchange of Experiences PART B: Literature Review of Ecological Impacts*. BfN-Skripten 186, Berlin.
- Dijk, A.J. van, L. Dijkse, F. Hustings, K. Koffijberg, J. Schoppens, W. Teunissen, C. van Turnhout, M.J.T. van der Weide, D. Zoetebier & C.L. Plate, 2005. Broedvogels in Nederland in 2003. SOVON-monitoringrapport 2005-01. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- Dijk, A.J. van, L. Dijkse, F. Hustings, K. Koffijberg, R. Oosterhuis, C. van Turnhout, M.J.T. van der Weide, D. Zoetebier & C.L. Plate, 2006. Broedvogels in Nederland in 2004. SOVON-monitoringrapport 2006-01. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- Dirksen, S., M. Japink & J.C. Hartman, 2012. Kleine mantelmeeuwen en offshore windparken: nieuwe informatie voor schatting aantal aanvaringsslachtoffers. Rapport 12-087. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- DONG Eenergy, 2006. Review Report 2005. The Danish Offshore Wind Farm Demonstration Project: Horns Rev and Nysted Offshore Wind Farm. Environmental impact assessment and monitoring.

Commissioned by The Environmental Group of the Danish Offshore Wind Farm Demonstration Projects.

- Doornbos, G., 1984. Piscivorous birds on the saline lake Grevelingen, The Netherlands: abundance, prey selection and annual food consumption. *Neth. J. Sea Res.* 18: 457-497.
- Dreschler, J., M.A. Ainslie & W.H.M. de Groen, 2009. Measurements of underwater background noise Maasvlakte 2. Commissioned by Port of Rotterdam. TNO report TNO-DV 2009 C212.
- Edrén, S.M.C., J. Teilmann, R. Dietz & J. Carstensen, 2004. Effect from the construction of Nysted offshore windfarm on seal in Rødsand seal sanctuary based on remote video monitoring. Ministry of the Environment, Denmark.
- Eerden, M.R. van & B. Voslamber, 1995. Mass fishing by Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* lake IJsselmeer, The Netherlands: a recent and successful adaptation to a turbid environment. *Ardea* 83-1: 199-212.
- Eerden, M.R. van & J. Gregersen, 1995. Long-term changes in the northwest European population of Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis*. *Ardea* 83-1: 61-80.
- Elsam Engineering, 2005. Elsam offshore wind turbines – Annual status report for the environmental monitoring programme. 1 January 2004 – 31 December 2004. Report available from: www.hornsrev.dk.
- Elsam Engineering & Energi E2, 2005. Review Report 2004. The Danish offshore windfarm demonstration project: Horns Rev and Nysted offshore windfarms environmental impact assessment and monitoring. Report for the Environmental Group. Report available from: www.hornsrev.dk.
- Enger, P., 1967. Hearing in herring. *Comp. Biochem. Physiol.* 22: 527-538.
- Enger, P.S., 1981. Frequency discrimination in teleosts – central or peripheral? In: *Hearing and Sound Communication in Fish*, edited by W. N. Tavolga, A. N. Popper & R. R. Fay. Springer-Verlag, New York, p. 243-255.
- Ewins, P.J., 1985. Growth, diet and mortality of Arctic Tern *Sterna paradisaea* chicks in Shetland. *Seabirds* 8: 59-68.
- Fleskes, J.P., J.L. Yee, G.S. Yarris, M.R. Miller & M.L. Casazza, 2007. Pintail and Mallard Survival in California Relative to Habitat, Abundance, and Hunting. *Journal of Wildlife Management* 71: 2238-2248.
- Finneran, J.J. & A.K. Jenkins, 2012. Criteria and thresholds for U.S. Navy acoustic and explosive effects analysis, SSC Pacific, April 2012.
- Fonds, M., 1973. Sand gobies in the Dutch Wadden Sea (*Pomatoschistus*, Gobiidae, Pisces). *Neth. J. Sea Res.* 6: 417-478.
- Fox, A.D., A. Petersen & M. Frederiksen, 2003. Annual survival and sitefidelity of breeding female Common Scoter *Melanitta nigra* at Myvatn, Iceland, 1925–58. *Ibis* 145: E94-E96
- Frank, D., 1992. The influence of feeding conditions on food provisioning of chicks in common tern *Sterna hirundo* nesting in the German Wadden Sea. *Ardea* 80: 45-55.
- Frederiksen, M., M. Edwards, A.J. Richardson, N.C. Halliday & S. Wanless, 2006. From plankton to top predators: bottom-up control of a marine food web across four trophic levels. *J. Anim. Ecol.* 75: 1259-1268.
- Fredriksen, M. & T. Bregnballe, T., 2000. Evidence for density-dependent survival in adult cormorants from a combined analysis of recoveries and resightings. *Journal of Animal Ecology* 69: 737-752.
- Frengen, O. & P.G. Thingstad, 2002. Mass occurrence of sandeels (*Ammodytes* spp.) causing aggregations of diving ducks. *Fauna norvegica* 22: 32-36.

- Fuchs, E., 1982. Bestand, Zugverhalten, Bruterfolg und Mortalität des Haubentauchers *Podiceps cristatus* auf dem Sempachersee. *Ornithologischer Beobachter*, 79, 255–264.
- Furness, R.W., 1982. Competition between fisheries and seabird communities. *Advanced marine Biology* 20: 225-307.
- Furness, R.W., 1989. Declining seabird populations. *Journal of Zoology*: 177-180.
- Furness, R.W., 1994. An estimate of the quantity of squid consumed by seabirds in the eastern North Atlantic and adjoining seas. *Fish. Res.* 21: 165-177.
- Furness, R.W. & P. Monaghan, 1987. *Seabird Ecology*. Blackie, Glasgow and London.
- Garthe, S., Montevecchi, W.A., Chapdelaine, G., Rail, J.-F. and Hedd, A. (2007a) Contrasting foraging tactics by Northern Gannets (*Sula bassana*) breeding in different oceanographic domains with different prey fields. *Marine Biology* 151:687-694.
- Garthe, S. & Flore, B.-O., 2007. Population trend over 100 years and conservation needs of breeding sandwich terns (*Sterna sandvicensis*) on the German North Sea coast. *J. Ornithol.* 148: 157-166.
- Garthe, S. & U. Kubetzki, 1998. Diet of Sandwich Terns *Sterna sandvicensis* on Juist (Germany). *Sula* 12: 13-19.
- Garthe, S., C.J. Camphuysen & R.W. Furness, 1996. Amounts of discards by commercial fisheries and their significance as food for seabirds in the North Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 136: 1-11.
- Garthe, S. & U. Kubetzki, O. Hüppop & T. Freyer, 1999. Zur Ernährungsökologie von Herings-, Silber- und Sturmmöwe (*Larus fuscus*, *L. argentatus* und *L. canus*) auf der Nordseeinsel Amrum während der Brutzeit. *Seevögel* 20: 52-58.
- Garthe, S. & O. Hüppop, 2004. Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabirds: suggestion for a vulnerability index and application to the southeastern North Sea. *J. Appl. Ecol.* 41: 724-734.
- Geelhoed SCV & T. van Polanen Petel, 2011. Zeezoogdieren op de Noordzee; Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOt werkdocument 258. 60 blz. 9 fig.; 5 tab.; 143 ref.
- Geelhoed, S., M. Scheidat, G. Aarts, R. van Bemmelen, N. Janinhoff, H. Verdaat & R. Witte, 2011. Shortlist Masterplan Wind Aerial surveys of harbour porpoises on the Dutch Continental Shelf. Commissioned by RWS Waterdienst. IMARES Report number C103/11.
- Geertsma, M., 1992. Dieet van de Zeekoet *Uria aalge* op het Friese Front in het najaar van 1989; een vergelijkend voedselonderzoek. Doctor. onderz., NIOZ-Texel / Dieroecol. R.U. Groningen, 44pp.
- Gerdeaux, D. 2005. Overview of the national management plans on Cormorants in European countries. 7th International Conference on Cormorants; 4th Meeting of Wetlands International Cormorant Research Group; 23 – 26 November 2005, Villeneuve (VD), Switzerland.
- Gilbert, G., G.A. Tyler, & K.W. Smith, 2002. Local annual survival of booming male Great Bittern *Botaurus stellaris* in Britain, in the period 1990-1999. *Ibis* 144:51-61 .
- Gill, A.B., 2005. Offshore renewable energy: ecological implications of generating electricity in the coastal zone. *Journal of Applied Ecology* 42: 605-615.
- Gill, A.B., 2008. Presentation at Maree 2008, Royal Institution of Great Britain, London, VK.
- Grave, C., 2006. Brutpaaraufstellung aus unseren Schutz- und Zählgebieten im Jahr 2006. *Seevögel* 25: 4-8.
- Grave, C., 2007. Brutpaaraufstellung aus unseren Schutz- und Zählgebieten im Jahr 2007. *Seevögel* 28(4): 110-112.
- Greenpeace, 2005. Offshore Wind Implementing A New Powerhouse For Europe.

- Grunsky, B., 1994. Trottellummen (*Uria aalge*) in der Brutkolonie auf Helgoland: Anwesenheitsmuster der Altvögel, Bestand und Nahrungsökologie der Jungen. *Acta ornithoecol.* 3: 33-45.
- Guse, N., 2005. Diet of a piscivorous top predator in the Baltic Sea - the Red-throated Diver (*Gavia stellata*) in the Pomeranian Bight. Diplomarbeit Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, 107p.
- Hachler, E.M., 1959. Von Zug der Wildgänse im Teichgebiet von Lednice. *Sylvia* 16: 113-27.
- Haelters, J., Van Roy, W., Vigin, L. & Degraer, S., (2012). The effect of pile driving on harbour porpoises in Belgian waters. pp. 127-143 in: Degraer, S., Brabant, R. & Rumes, B., (Eds.) (2012). Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Heading for an understanding of environmental impacts. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models, Marine ecosystem management unit. 155 pp. + annexes.
- Van Hal, R., B. Couperus, S. Fassler, S. Gastauer, B. Griffioen, N. Hintzen, L. Teal, O. van Keeken & E. Winter, 2012. Monitoring- and Evaluation Program Near Shore Wind farm (MEP-NSW). Fish community. Commissioned by Noordzeewind. IMARES Report C059/12.
- Halvorsen, M.B., B.M. Casper, F. Matthews, T.J. Carlson & A.N. Popper, 2012. Effects of exposure to pile-driving sounds on the lake sturgeon, Nile tilapia and hogchoker. *Proc. R. Soc. B* doi:10.1098/
- Hamer, K.C., R.W. Furness & R.W.G. Caldow, 1991. The effects of changes in food availability on the breeding ecology of Great Skuas *Catharacta skua* in Shetland. *Journal of Zoology* 223: 175-188.
- Hamer, K.C., P. Monaghan, J.D. Uttley, P. Walton & M.D. Burns, 1993. The influence of food supply on the breeding ecology of Kittiwakes *Rissa tridactyla* in Shetland. *Ibis* 135: 255-263.
- Hamer, K.C., D.R. Thompson & C.M. Gray, 1997. Spatial variation in the feeding ecology, foraging ranges, and breeding energetics of northern fulmar in the north-east Atlantic Ocean. *ICES J. Mar. Sci.* 54: 645- 653.
- Hamer, K.C., E.M. Humphreys, S. Garthe, J. Hennicke, G. Peters, D. Grémillet, R.A. Phillips, M.P. Harris & S. Wanless, 2007. Annual variation in diets, feeding locations and foraging behaviour of Gannets in the North Sea: flexibility, consistency and constraints. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 338: 295-305.
- Hammond P.S., H. Benke, P. Berggren, D.L. Borchers, S.T. Buckland, A. Collet, M.P. Heide-Jørgensen, S. Heimlich-Boran, A.R. Hiby, M.F. Leopold & N. Øien, 1995. Distribution and abundance of the harbour porpoise and other small cetaceans in the North Sea and adjacent waters. Life 92-2/UK/027, final report, Sea Mammal Research Unit, National Environment Research Council, Cambridge.
- Hammond P.S., P. Berggren, H. Benke, D.L. Borchers, A. Collet, M.P. Heide-Jørgensen, S. Heimlich, A.R. Hiby, M.F. Leopold & N. Øien, 2002. Abundance of harbour porpoise and other small cetaceans in the North Sea and adjacent waters. *J. Appl. Ecol.* 39: 361-376.
- Hammond P.S., Mcleod K, 2006. Progress Report on the SCANS II project. Paper prepared for ASCOBANS Advisory Committee. Finland, april 2006.
- Hamre, J., 1988. Some aspects of the interrelation between the herring in the Norwegian Sea and the stocks of capelin and cod in the Barents Sea. *ICES C.M.* 1988/H-42: 1-15 (Mimeo).
- Harris, M.P. & N.J. Ruddiford, 1989. The food of some young seabirds on Fair Isle in 1986-88. *Scottish Birds* 15: 119-125.
- Harris, M.P. & S. Wanless, 1990. Breeding success of British Kittiwakes *Rissa tridactyla* in 1986-1988: evidence for changing conditions in the northern North Sea. *Journal of applied Ecology* 27: 172-187.
- Hastings, M.C. & A.N. Popper, 2005. Effects of sound in fish. Commissioned by: California Department of Transportation Contract No. 43A0139, Task Order 1

- Hastings M.C., A.N. Poppe, J.J. Finneran & P.J. Lanford, 1996. Effects of low-frequency underwater sound on hair cells of the inner ear and lateral line of the teleost fish *Astronotus ocellatus*. *Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 99 (3), 1759-1766.
- Havinga, B., 1933. Der Seehund (*Phoca vitulina* L.) in den Holländischen Gewässern. *Tijdschr. Ned. Dierk. Ver.* 79: 79-111.
- Heer, K. de, 2008. Interview met zeevogelexpert Kees Camphuijsen. De vrije val van kleine mantelmeeuwen. *Natura* 105(6): 177-179.
- Heinis, F.E., C.T.M. Vertegaal, C.R.J. Goderie & P.C Van Veen, 2007. Habitattoets, Passende Beoordeling en uitwerking ADC-criteria ten behoeve van vervolgbesluiten van Maasvlakte 2, rapport Royal Haskoning, referentie 9S0134.A0/Nb-wet/R0019/PVV/Rott1.
- Henriksen, O.D., J. Teilmann & J. Carstensen, 2003. Effects of the Nysted Offshore Wind Farm construction on harbour porpoises - the 2002 annual status report for the acoustic T-POD monitoring programme. Technical Report.
- Hoekstein, M., 1997. Broedbiologie en voedsel van de Dwergstern. *Graspieper* 16: 106-111.
- Hofstede, R.H. ter, H.V. Winter & O.G. Bos, 2008. Distribution of fish species for the generic Appropriate Assessment for the construction of offshore wind farms. Report C050/08. Wageningen Imares, Wageningen.
- Holthuijzen, Y.A., 1975. Het voedsel van de Zwarte Ruiter *Tringa erythropus* in de Dollard. *Limosa* 52: 22-33.
- Hoyo, J. del, A. Elliott, & J. Sargatal, 1996. Handbook of the Birds of the World. Volume 3. Hoatzin to Auks. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- ISD, ITAP & DEWI, 2007. Standardverfahren zur Ermittlung und Bewertung der Belastung der Meeresumwelt durch die Schallimmission von Offshore-Windenergieanlagen. Abschlussbericht zum BMU-Forschungsvorhaben 0329947. Institut für Statik und Dynamik (ISD), Institut für technische und angewandte Physik GmbH (ITAP), Deutsches Windenergie-Institut GmbH (DEWI).
- Jak, R.G. Bos, O.G. Witbaard, R. Lindeboom, H.J. (2009) Instandhoudingsdoelstellingen Natura 2000 –gebieden Noordzee. Rapport nummer C065/09. Imares, Wageningen.
- Jakobsson, J., 1985. Monitoring and management of the Northeast Atlantic herring stocks. *Canadian Journal of Fishery and Aquatic Science* 42: 207-221.
- Jansen, O.E., 2013. Feeding ecology of harbour porpoises *Phocoena phocoena* and white-beaked dolphins *Lagenorhynchus albirostris* in Dutch waters. PhD thesis Wageningen University, 8 March 2013.
- Jonge Poerink, B.; Lagerveld, S.; Verdaat, J.P. (2013) Pilot study Bat activity in the dutch offshore wind farm OWEZ and PAWP. IMARES.
- De Jong, C., M. Ainslie, J. Dreschler, E. Jansen, E. Heemskerk & W. Groen, 2010. Underwater noise of Trailing Suction Hopper Dredgers at Maasvlakte 2: Analysis of source levels and Background noise. Commissioned by Port of Rotterdam. TNO report TNO-DV 2010 C335.
- De Jong, C.A.F & M.A. Ainslie, 2012. Underwater sound due to piling activities for Prinses Amaliawindpark. Update of the TNO report MON-RPT-033-DTS-2007-03388. TNO report 2012 R10081.
- Jong, C.A.F de & M.A. Ainslie, 2008a. Underwater radiated noise due to the piling for the Q7 Off-shore wind park. TNO report MON-RPT-033-DTS-2007-03388, March 2008.
- Jong, C.A.F de & M.A. Ainslie, 2008b. Underwater radiated noise due to the piling for the Q7 Offshore Wind Park. *Proc. Acoustics* 2008.
- Jonker, K., 1987. Foerageerplaatsen van Lepelaars op Texel in 1985. *Graspieper* 7: 44-48.
- Jonker J., 1993. Voedselgebieden van de Lepelaar in Noord-Holland: actuele situatie. knelpunten en verbeteringen. Technisch Rapport Nr 8, Vogelbescherming Zeist.

- Judd, A., F. Franklin & S. Faire, 2003. OSPAR Workshop on Environmental Assessment of Renewable Energy in the Marine Environment, 17 – 18 September 2003; CEFAS.
- Kastak, D. & R.J. Schusterman, 1998. Low frequency amphibious hearing in pinnipeds: methods, measurements, noise and ecology. *JASA* 103: 2216-2228.
- Kastelein et al 2013a 'Hearing frequency thresholds of a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) temporarily affected by a continuous 1.5 kHz tone'. SEAMARCO 2013, draft paper
- Kastelein et al 2013b 'Comparative temporary threshold shifts in a harbor porpoise and two harbor seals, and severe temporary threshold shift in a harbor seal'. SEAMARCO report 2013-02 (draft version 1, 18 February 2013)
- Kastelein et al 2013c 'Recovery of hearing in a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) between successive sound signals (correction factor for SELcum of pile driving)'. SEAMARCO report 2013-03 (draft version 1, 4 March 2013)
- Kastelein et al 2102a, 'Hearing threshold shifts and recovery in harbor seals (*Phoca vitulina*) after octave-band noise exposure at 4 kHz', *Journal of the Acoustical Society of America* 132(4), pp 2745–2761
- Kastelein et al 2102b, 'Temporary threshold shifts and recovery in a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) after octave-band noise at 4kHz', *Journal of the Acoustical Society of America* 132(5), pp 3525-3537
- Kastelein et al 2102c, 'The hearing threshold of a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) for impulsive sounds', *Journal of the Acoustical Society of America* 132(2), pp 607-610
- Kastelein, R.A., P.J. Wensveen & L. Hoek, 2009. Underwater detection of tonal signals between 0.125 and 100 kHz by harbor seals (*Phoca vitulina*). *J. Acoust. Soc. Am.* 125 (2): 1222-1229.
- Kastelein, R.A., P. Bunskoek, M. Hagedoorn, W.L.W. Au & D. de Haan, 2002. Audiogram of harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) measured with narrow-band frequency-modulated signals. *JASA* 112: 334-344.
- Kastelein, R.A., W.C. Verboom, J.M. Terhune, N. Jennings & A. Scholik, 2008. Towards a generic evaluation method for wind turbine park permis requests: assessing the effects of construction, operation and decommissioning noise on marine mammals in the Dutch North Sea. SEAMARCO report no. 1-2008. Commissioned by Deltares.
- Kastelein, R.A., S. van der Heul, J.M. Terhune, W.C. Verboom & R.J.V. Triesscheijn, 2006. Deterring effects of 8-45 kHz tone pulses on harbour seals (*Phoca vitulina*) in a large pool. *Marine Environmental Research* 62, 356-373.
- Kear, J., 2005. Ducks, geese, swans. Oxford University Press, Oxford.
- Kemper J. & G. Wintermans, 1996. Vispassage moet voedsel Lepelaars verbeteren. *Graspieper* 16: 66-69.
- Keijl G., M. van Roomen & H. Veldhuijzen van Zanten, 1986. Voedseleecologie van de Stormmeeuw (*Larus canus*) te Schoorl 1986: Voedselkeuze en fourageerritme in de periode dat de jongen worden grootgebracht. Inst. lerarenopl., Hogeschool Holland, sectie biologie, Diemen 64pp.
- Kinze, C.C., M. Addink, C. Smeenk, M. Garcia-Hartmann, H.W. Richards, R.P. Sonntag & H. Benke, 1997. The white-beaked dolphin (*Lagenorhynchus albirostris*) and the white-sided dolphin (*Lagenorhynchus acutus*) in the North and Baltic Seas: review of available information. *Rep. Int. Whal. Comm.* 47: 675-681.
- Klaassen, M., 1989. Voedselbehoefte van sterns in het Waddengebied. *Limosa* 62: 97-99.
- Klinken, A. van, 1992. The impact of additional food provisioning on chick growth and breeding output in the Herring Gull *Larus argentatus*: a pilot experiment. In: Spaans A.L. (ed.). Population dynamics of Lari in relation to food resources. *Ardea* 80: 151-155.
- Knijff R.J., Boon T.W., Heessen H.J.L., Hislop J.R.G. 1993. Atlas of North Sea Fishes. ICES Cooperative Research Report No. 194.

- Kotzerka, J., S. Garthe & S.A. Hatch, 2010. GPS tracking devices reveal foraging strategies of Black-legged Kittiwakes. *Journal of Ornithology* 151: 459-467.
- Kraker, K. de, 1996. Over Lepelaars. *Sterna* 41: 19-22.
- Kubetzki, U. & S. Garthe, 2003. Distribution, diet and habitatselection by four sympatrically breeding gull species in the south-eastern North Sea. *Mar. Biol.* 143: 199-207.
- Kubetzki, U., S. Garthe & O. Hüppop, 1999. The diet of Common Gulls *Larus canus* breeding on the German North Sea coast. *Atlantic Seabirds* 1: 57-70.
- Lascelles, B., Varty, N., Tanner, K., McCann, R. 2012. Northern Gannet. Overview of available information on <http://seabird.wikispaces.com/Northern+Gannet>.
- Lekuona, J.M., 1999. Food and foraging activity of Grey Herons, *Ardea cinerea*, in a coastal area during the breeding season. *Folia Zoologica* 48: 123-130.
- Lensink, R., 2004. Windturbines in de Eendrachtspolder (Goeree)? Bespiegelingen over de meest haalbare variant in relatie tot vogels. Rapport 04-003. Bureau Waardenburg bv, Culemborg.
- Leopold, M.F. & C.J. Camphuysen, 1992. Olievogels op het Texelse strand, februari 1992. Oiled seabirds on Texel, February 1992. Nioz-rapport 1992-5: 29 pp.
- Leopold, M.F. & C.J. Camphuysen, 2006. Bruinvisstrandingen in Nederland in 2006. Achtergronden, leeftijdsverdeling, sexratio, voedselkeuze en mogelijke oorzaken. Rapport Wageningen IMARES nummer C083/06; NIOZ rapport 2006-5.
- Leopold, M.F., C.J. Camphuysen, S.M.J. van Lieshout, C.J.F. ter Braak & E.M. Dijkman, 2004. Baseline studies North Sea Wind Farms: Lot 5 Marine Birds in and around the future site Nearshore Windfarm (NSW). Alterra-rapport 1047, Alterra, Wageningen.
- Leopold, M.F. & M. Platteeuw, 1987. Talrijk voorkomen van Jan-van-genten *Sula bassana* bij Texel in de herfst: reactie op lokale voedselsituatie. *Limosa* 60: 105-110.
- Leopold, M.F., C.J. Camphuysen, S.M.J. van Lieshout, C.J.F. ter Braak, E.M. Dijkman. 2004. Baseline studies North Sea Wind Farms: Lot 5 Marine Birds in and around the future site Nearshore Windfarm (NSW) and Q7, Wageningen, Alterra, Alterra Report 1048.
- Leopold, M.F., C.J. Camphuysen, C.J.F. ter Braak, E.M. Dijkman, K. Kersting & S.M.J. van Lieshout, 2004. Baseline studies North Sea wind farms: Lot 5 marine birds in and around the future sites Nearshore Windfarm (NSW) and Q7. Alterra-rapport 1048.
- Leopold, M.F., C.J. Smit, P.W. Goedhart, M.W.J. van Roomen, A.J. van Winden & C. van Turnhout, 2004. Langjarige trends in aantallen wadvogels, in relatie tot de kokkelvisserij en het gevoerde beleid in deze. Eindverslag EVA II (Evaluatie Schelpdiervisserij tweede fase), Deelproject C2. Alterra-rapport 954.
- Leopold, M.F., P.A. Wolf & O. Hüppop, 1992. Food of young and colony-attendance of adult Guillemots *Uria aalge* on Helgoland. *Helg. Meeresunters.* 46: 237-249.
- Leopold M.F., A. Krauthoff & M.M.H. Roos (in prep.). Still a sea of plenty? Seals and soles in the southeastern North Sea.
- Lewis, S., Sherratt, T.N., Hamer, K.C. and Wanless, S. (2001) Evidence of intraspecific competition for food in a pelagic seabird. *Nature* 412:816-819.
- Lick, R., 1993. Nahrungsanalysen von Kleinwalen deutscher Küstengewässer. In: H. Bohlken, H. Benke & J. Wulf (eds). Untersuchungen über Bestand, Gesundheitszustand und Wanderungen der Kleinwalpopulationen (Cetacea) in deutschen Gewässern. Endbericht zum FE-Vorhaben des BMU, Institut für Haustierkunde und und FTZ Westküste, Univ. Kiel, Nr 10805017/11.
- Link, J.A., J.A. Royle & J.S. Hatfield, 2003. Demographic Analysis from Summaries of an Age-Structured Population. *Biometrics* 59, 778-785.
- Limpens, H.J.G.A. et al, 2006. Vleermuizen in Flevoland: en beschermde diersoort in beeld gebracht - tussentijdse rapportage 2005, rapportage VZZ i.s.m. Provincie Flevoland.

- Limpens, H.J.G.A., 2001. Beschermingsplan vleermuizen van moerassen. VZZ rapport 2001.05.
- Lindeboom H., J. Geurts van Kessel & L. Berkenbosch, 2005. Gebieden met bijzondere ecologische waarden op het Nederlands Continentaal Plat. RIKZ rapport 2005.008, Alterra rapport 1109.
- Lindell, H., 2003. Utgrunden off-shore windfarm – Measurements of underwater noise. Ingemansson Technology AB, report nr. 11-00329-03012700. Commissioned by Airicole, GE Wind Energy and SEAS/Energi E2.
- Lucke et al 2009, 'Temporary shift in masked hearing threshold in a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) after exposure to seismic airgun stimuli', Journal of the Acoustical Society of America 125(6), pp 4060-4070.
- MacLeod, C.D., C.R. Weir, M.B. Santos & T.E. Dunn, 2008. Temperature-based summer habitat partitioning between white-beaked and common dolphins around the United Kingdom and Republic of Ireland. J. Mar. Biol. Ass. UK 88: 1193-1198.
- Madsen, F.J., 1957. On the food habits of some fish-eating birds in Denmark. Dan. Rev. Game Biol. 3: 19-83.
- Markones, N., 2007. Habitat selection of seabirds in a highly dynamic coastal sea: temporal variation and influence of hydrographic features. MSc Dissertation Univ. Kiel.
- Martin, A.R., 1989. The diet of Atlantic Puffin *Fratercula arctica* and Northern Gannet *Sula bassana* chicks at Shetland colony during a period of changing prey availability. Bird Study 36: 170-180.
- Martin, G., 1990. Birds by night. T & A D Poyser, London.
- Massias, A., & P. Becker, 1990. Nutritive value of food and growth in Common Tern *Sterna hirundo* chicks. Orn. Scand. 21: 187-194.
- Maul, A.M., 1994. Ernährungsweisen und Brutbiologie der Dreizehnmöwe *Rissa tridactyla* (Linnaeus, 1758) auf Helgoland. Diplomarbeit an der Naturwissenschaftlichen Fakultät der Karl-Franzens-Universität Graz, 90 pp.
- Ministerie van LNV (Poorter et al.) 1994. Soortbeschermingsplan Lepelaar. Den Haag.
- Mitchell, P.I., S.F. Newton, N. Ratcliffe & T.E. Dunn, 2004. Seabird populations of Britain and Ireland. Results of the Seabird 2000 census (1998-2002). T & AD Poyser, London, 511 p.
- Mohl, B., 1968. Hearing in seals. In: Harrison et al. (eds). The behaviour and physiology of pinnipeds. pp. 172-195. Appleton-Century-Crofts, NY.
- Monaghan, P., J.D. Uttley, M.D. Burns, C. Thaine & J. Blackwood, 1989. The relationship between food supply, reproductive effort and breeding success in Arctic Terns *Sterna paradisaea*. Journal of Animal Ecology 58: 261-274.
- Monaghan, P., J.D. Uttley & M.D. Burns, 1992. Effect of changes in food availability on reproductive effort in Arctic Terns *Sterna paradisaea*. Ardea 80: 71-81.
- Mous, P.J., 2000. Interactions between fisheries and birds in IJsselmeer, the Netherlands. Proefschrift Wageningen Universiteit, Wageningen.
- Munk P. 1993 Differential growth of larval sprat *Sprattus sprattus* across a tidal front in the eastern North Sea. Mar Ecol. Prog. Ser. 99: 17-27.
- Musil, P., J. Janda & H. de Nie, 1995. Changes in abundance and selection of foraging habitat in Cormorants *Phalacrocorax carbo* in the South Bohemia (Czech republic). Ardea 83-1: 247-254.
- Nedwell, J.R, S.J. Parvin, B. Edwards, R. Workman, A.G. Brooker & J.E. Kynoch, 2007. Measurement and interpretation of underwater noise during construction and operation of offshore windfarms in UK waters. Subacoustech Report No. 544R0736 to COWRIE Ltd. ISBN: 978-0-9554279-5-4.
- Nehls, G., K. Betke, S. Eckelmann & M. Ros, 2007. Assessment and costs of potential engineering solutions for the mitigation of the impacts of underwater noise arising from the construction of offshore windfarms. BioConsult SH report, Husum, Germany. On behalf of COWRIE Ltd.
- Nelson, B., 1980. Seabirds, their biology and ecology. Hamlyn, London.

- Newton, I. 1998. Population limitation in birds. Academic Press, London.
- Newton, I. & M. Marquiss 1991. Removal experiments and the limitation of breeding density in Sparrowhawks. *Journal of Animal Ecology* (1991), 60, 535-544.
- Nie, H.W. de, 1995. Changes in the inland fish populations in Europe and its consequences for the increase in the Cormorant *Phalacrocorax carbo*. *Ardea* 83-1: 115-122.
- Niedernostheide, N., 1996. Vergleichende nahrungsökologische Untersuchungen an Fluß- und Küstenseeschwalben (*Sterna hirundo* und *St. paradisaea*) auf Nigelhörn und Scharhörn (Elbmündung). *Seevögel* 17: 40-45.
- Noordhuis R. & A.L. Spaans, 1992. Interspecific competition for food between Herring *Larus argentatus* and Lesser Black-backed Gulls *L. fuscus* in the Dutch Wadden Sea area. In: Spaans A.L. (ed.). Population dynamics of Lari in relation to food resources. *Ardea* 80: 115-132.
- Norman, D., 1992. The growth rate of Little Tern *Sterna albifrons* chicks. *Ringling & Migration* 13: 98-102.
- Oestman, R., D. Buehler, J.A. Reyff & R. Rodkin, 2009. Technical Guidance for Assessment and Mitigation of the Hydroacoustic Effects of Pile Driving on Fish. Prepared for California Department of Transportation.
http://www.dot.ca.gov/hq/env/bio/files/Guidance_Manual_2_09.pdf (last accessed 11 October 2011).
- Osinga N., Berends D.J., 't Hart P., Morick D., 2007. Bruinvissen in Nederland – populatie, pathologie en visserij. Pieterburen en Emmeloord, mei 2007, pp. 74
- Paillisson, J.M., A. Carpentier, J. Le Gentil & L. Marion, 2004. Space utilisation by a Cormorant (*Phalacrocorax carbo* L.) colony in a multi-wetland complex in relation to feeding strategies. *Comptes Rendus Biologies* 327: 493-500.
- Parsons, M., I. Mitchell, A. Butler, N. Ratcliffe, M. Frederiksen, S. Foster & J.B. Reid, 2008. Seabird as indicators of the marine environment. *ICES J. Mar. Sci.* 65: 1520-1526.
- Pearce, J.M., J.A. Reed & P.L. Flint, 2005. Geographic variation in survival and migratory tendency among North American Common Mergansers. *Journal of Field Ornithology* 76: 109-118.
- Penteriani, V., Otalora, F., Ferrer, M., 2006. Floater dynamics can explain positive patterns of density-dependent fecundity in animal populations. *American Naturalist* 168: 697-703.
- Petersen, I.K., 2007. Modelling total numbers and distribution of common scoter *Melanitta nigra* at Horns Rev. NERI, University of Aarhus, pp. 19.
- Petersen, I.K., & A.D. Fox, 2007. Changes in bird habitat utilization around the Horns Rev 1 offshore wind farm, with particular reference on Common Scoter. NERI Report.
- Piersma, T., D.I. Rogers, P.M. Gonzalez, L. Zwarts, L.J. Niles, S. de Lima, I. do Nascimento, C.D.T. Menton & A.J. Baker, 2005. Fuel storage rates before northward flights in red knots worldwide: facing the severest ecological constraint in tropical intertidal environments? In: Greenberg, R. and P.P. Marra (eds.). *Birds of two worlds: ecology and evolution of migration*. Baltimore: John Hopkins University Press, pp. 262-273.
- Platteeuw, M. & M.R. van Eerden, 1995. Time and energy constraints of fishing behaviour in breeding Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* at Lake IJsselmeer, The Netherlands. *Ardea* 83-1: 223-234.
- Platteeuw, M., N.F. van der Ham & J.E. den Ouden, 1994. Zeetrekellingen in Nederland in de jaren tachtig. *Sula* 8(1/2): 1-206 (special issue).
- Pontier, D., D. Foucheta, J. Bried & N. Bahi-Jaber 2008. Limited nest site availability helps seabirds to survive cat predation on islands. *Ecological Modelling* 214 (2-4): 316-324.

- Poot, M.J.M., K.L. Krijgsveld & S.M.J. van Lieshout, 2004. Vier windturbines op het Hellegatsplein en mogelijke effecten op vogels. Een risicoanalyse op basis van bestaande informatie en aanvullend veldonderzoek. Rapport 04-033. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Poot, M., 2005. Large numbers of staging Balearic Shearwaters *Puffinus mauretanicus* along the Lisbon coast, Portugal, during the post-breeding period, June 2004. *Airo* 15: 43-50.
- Poot, M.J.M., K.L. Krijgsveld & S.M.J. van Lieshout, 2004. Vier windturbines op het Hellegatsplein en mogelijke effecten op vogels. Een risicoanalyse op basis van bestaande informatie en aanvullend veldonderzoek. Rapport 04-033. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Prins, T.C., F. Twisk, M.J. van den Heuvel-Greve, T.A. Troost & J.K.L. van Beek, 2008. Development of a framework for Appropriate Assessments of Dutch offshore wind farms. Deltares, Wageningen.
- Prinsen, H.A.M., E. van der Velde & S. Dirksen, 2006. Risicoanalyse van effecten op vogels van windturbines bij Coevorden. Analyse van bestaande gegevens en aanvullend veldonderzoek met radar. Rapport 06-042. Bureau Waardenburg bv, Culemborg.
- Proctor, R., P.J. Wright & A. Evernitt, 1998. Modelling the transport of larval sandeels on the north-west European shelf. *Fish Oceanogr* 7:347-354.
- Prüter, J., 1986. Untersuchungen zum Bestandsaufbau und zur Ökologie der Möwen (Laridae) im Seegebiet der Deutschen Bucht. Unpubl. Ph.D. thesis, 'Vogelwarte Helgoland' & Tierärztl. Hochschule Hannover, 142pp.
- Prüter, J. 1989. Phänologie und Ernährungsökologie der Dreizehnmöwen (*Rissa tridactyla*) - Brutpopulation auf Helgoland. *Ökol. Vögel* 11: 189-200.
- Rappoldt C., B.J. Ens, M.A.J.M. Kersten & E.M. Dijkman, 2004. Wader energy balance & tidal cycle simulator WEBTICS. Alterra, rapport 869, Wageningen.
- Ratcliffe, N., P. Catry, K.C. Hamer, N.I. Klomp & R.W. Furness, 2002. The effect of age and year on the survival of breeding adult Great Skuas *Catharacta skua* in Shetland. *Ibis* 144: 384-392.
- Rees, E., 2006. Bewick's swan. Poyser, London.
- Reijnders, R. & G.O. Keijl, 1997. Stormmeeuwen *Larus canus* eten Kleine Zeenaalden *Sygnathus rostellatus*. *Sula* 11: 227-229.
- Reijnders P.J.H., S.M.J.M. Brasseur & A.G. Brinkman, 2000. Habitatgebruik en aantalsontwikkelingen van Gewone zeehonden in de Oosterschelde en het overige Deltagebied. Alterra-rapport 078: 56 pp.
- Reneerkens, J., T. Piersma & B. Spaans, 2005. De Waddenzee als kruispunt van vogeltrekwegen. NIOZ-rapport 2005-4. NIOZ, Texel.
- Richardson, W.J., C.R. Greene Jr., C.I. Malme & D.H. Thomson, 1995. Marine Mammals and Noise. Academic Press. San Diego.
- Ridgway, S.H. & P.L. Joyce, 1975. Studies on seal brain by radiotelemetry. *Rapp. P.-v. Reun. Cons. Int. Explor. Mer*, 169, 81-91.
- Rijn, S.H.M. van & M.R. van Eerden, 2002. Aalscholvers in het IJsselmeergebied: concurrent of graadmeter? Vogels, vissen en visserij in duurzaam evenwicht. RIZA rapport nr. 2001.058. Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat. RIZA Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad.
- Sandercock, B.K., 2003. Estimation of survival rates for wader populations: a review of mark-recapture methods *Wader Study Group Bulletin* 100: 163-174.
- Scheidat, M., G. Aarts, A. Bakker, S. Brasseur, J. Carstensen, P.W. van Leeuwen, M. Leopold, T. van Polanen Petel, P. Reijnders, J. Teilmann, J. Tougaard & H. Verdaat, 2012. Assessment of the Effects of the Offshore Wind Farm Egmond aan Zee (OWEZ) for

- Harbour Porpoise (comparison T0 and T1). Commissioned by Noordzeewind. IMARES report nr. C012/12.
- Schwemmer, P. & S. Garthe, 2006. Spatial patterns in at-sea behaviour during spring migration by Little Gulls (*Larus minutus*) in the southeastern North Sea. *J. Ornithol.* 147: 354-366.
- SEAMARCO, 2011. Temporary hearing threshold shifts and recovery in a harbor porpoise and two harbor seals after exposure to continuous noise and playbacks of pile driving sounds. Part of the Shortlist Masterplan Wind 'Monitoring the Ecological Impact of Offshore Wind Farms on the Dutch Continental Shelf'. commissioned by the Department of Water Management of the Netherlands Ministry of Infrastructure and Environment. SEAMARCO Ref: 2011/01.
- Sedinger, J.S., N.D. Chelgren, M.S. Lindberg, T. Obritchkewitch, M.T. Kirk, P. Martin, B.A. Anderson & D.H. Ward, 2002. Life-history implications of large-scale spatial variation in adult survival of black brant (*Branta bernicla nigricans*). *Auk* 119: 210-215.
- Shuford WD (2008). A Synthesis of Information on California Gulls to Further Attainment of Salt Pond Restoration Goals in South San Francisco Bay. Report to the Coastal Conservancy Association and the South Bay Salt Pond Restoration Project, 18 November 2008, pp. 48.
- Skeate, E.R., M.R. Perrow & J.J. Gilroy, 2012. Likely effects of construction of Scroby Sands offshore wind farm on a mixed population of harbour *Phoca vitulina* and grey *Halichoerus grypus* seals. *Marine Pollution Bulletin* 64: 872-881.
- Smeenk, C. & M.J. Addink, 1990. "Massastranding" op de Nederlandse kust: Witsnuitdolfijnen in storm en branding. *Zoogdier* 1(1): 5-9.
- Smeenk, C. & P.A.M. Gaemers, 1987. Fish otoliths in the stomachs of white-beaked dolphins *Lagenorhynchus albirostris*. *ECS Newsl.* 1: 12-13.
- Smit, C.J. & W.J. Wolff (eds), 1981. *Birds of the Wadden Sea*. Balkema, Rotterdam.
- Snow, D.W. & C.M. Perrins, 1998. *The birds of the Western Palearctic. Concise Edition. Volume 1. Non-Passerines*. Oxford University Press, New York.
- Southall, B.L., Bowles, A.E., Ellison, W.T., Finneran, J.J., Gentry, R.L., Greene Jr., C.R., Darlene, D.K., Ketten, R., Miller, J.H., Nachtigall, P.E., Richardson, W.J., Thomas, J.A., and Tyack, P.L., 2007. Marine mammal noise exposure criteria: initial scientific recommendations, *Aquatic Mammals* 33(4), p. 411 - 522.
- SOVON/CBS, 2005. Trends van vogels in Nederlandse Natura 2000 netwerk. SOVON informatierapport 2005/09. SOVON Vogelonderzoek, Nederland, Beek-Ubbergen.
- Spaans, A.L., 1971. On the feeding ecology of the Herring Gull *Larus argentatus* Pont. in the northern part of The Netherlands. *Ardea* 55:73-188.
- Spaans, A.L., 1994. The relationship between food supply, reproductive parameters and population dynamics in Dutch Lesser Black-backed Gulls *Larus fuscus*: a pilot study. IBN-rapport, Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Arnhem.
- Spaans, A.L. & R. Noordhuis, 1989. Voedselconcurrentie tussen Kleine Mantelmeeuwen en Zilvermeeuwen. In: A.L. Spaans (red.), *Wetlands en Watervogels*, p. 35-47. Pudoc, Wageningen.
- Speek, B.J. & G. Speek, 1984. Thieme's vogeltrekAtlas: terugmeldingen van 181 vogelsoorten, verzameld in 301 geografische kaarten. Thieme, Zutphen.
- Springer, A.M., D.G. Roseneau, D.S. Lloyd, C.P. McRoy & E.C. Murphy, 1986. Seabird responses to fluctuating prey availability in the eastern Bering Sea. *Marine Ecology-Progress Series* 32: 1-12.
- Staa R. & T. Fransson, 2008. EURING list of longevity records for European birds (http://www.euring.org/data_and_codes/longevity.htm).
- Stienen, E.W.M., 2006. Living with gulls – Trading off food and predation in the Sandwich Tern *Sterna sandvicensis*. Rijksuniversiteit Groningen, Groningen.

- Stienen, E.W.M. & A. Brenninkmeijer, 1992. Ecologisch profiel van de Visdief (*Sterna hirundo*). Rin-rapport 92/18: 128 pp.
- Stienen, E.W.M. & A. Brenninkmeijer, 1998. Effects of changing food availability on population dynamics of the Sandwich Tern *Sterna sandvicensis*. BEON Rapport 98-3, Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen, 69pp.
- Stienen, E.W.M. & P.G.M. van Tienen, 1991. Prooi- en energie consumptie door kuikens van noordse stern (*Sterna paradisaea*) en visdief (*Sterna hirundo*) in relatie tot enkele abiotische factoren. Rijksinstituut voor Natuurbeheer Arnhem, Intern rapport 91/32: 37pp.
- Stienen, E.W.M., W. Courtens & M. van de Walle, 2007. Population dynamics of gulls and terns. In: M. Vincx, E. Kuijken & F. Volckaert (eds). Higher trophic levels in the Southern North Sea (Trophos). Part 2, Global change, ecosystems and biodiversity. Belgium Science Policy, Brussels, 88pp.
- Stienen, E.W.M., A. Brenninkmeijer & J. van der Winden, 2009 (in prep). De achteruitgang van de Visdief *Sterna hirundo* in de Nederlandse Waddenzee: exodus of langzame teloorgang? Limosa.
- Stone, C.J., A. Webb, C. Barton, N. Ratcliffe, T.C. Reed, M.L. Tasker, C.J. Camphuysen & M.W. Pienkowski, 1995. An atlas of seabird distribution in north-west European waters. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough.
- Swennen, C., 1971. Het voedsel van de Groenpootruiter *Tringa nebularia* tijdens het verblijf in het Nederlandse Waddengebied. Limosa 44: 71-83.
- Teilmann, J. & J. Carstensen, 2012. Negative long term effects on harbour porpoises from a large scale offshore windfarm in the Baltic—evidence of slowrecovery. Environ. Res. Lett. 7 045101.
- Tomson, F., K. Lüdemann, R. Kafemann & W. Piper, 2006. Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish. Biola, Hamburg, Germany. On behalf of COWRIE Ltd.
- Tougaard, J., J. Carstensen, O.D. Henriksen, H. Skov and J. Teilmann, 2003. Short-term effects of the construction of wind turbines on harbour porpoises at Horns Reef. Technical report to TechWise A/S. HME/362-02662, Hedeselskabet, Roskilde.
- Troost, T., 2008. Estimating the frequency of bird collisions with wind turbines at sea. Guidelines for using the spreadsheet 'Bird collisions Deltares v.1-0.xls'. Deltares, 2008.
- Vader, W., T. Anker-Nilssen, V. Bakken, R.T. Barrett & K.-B. Strann, 1990. Regional and temporal differences in breeding success and population development of fish-eating seabirds in Norway after collapses of herring and capelin stocks. Transactions 19th IUGB Congress (Trondheim 1989): 143-150.
- Van Dam, C, A.D. Buijse, W. Dekker, M.R. van Eerden, J.G.P. Klein Breteler, R. Veldkamp, 1995. Aalscholvers en beroepsvisserij in het IJsselmeer, het Markermeer en Noordwest-Overijssel. Rapport IKC-NBLF 19. IKC0NBLF, Wageningen
- Vauk-Hentzelt, E. & L. Bachmann, 1983. Zur Ernährung nestjungen Dreizehnmöwen (*Rissa tridactyla*) aus der Kolonie des Helgoländer Lummenfelsens. Seevögel 4(3): 42-45.
- Veen, J., 1977. Functional and causal aspects of nest distribution in colonies of the Sandwich Tern (*Sterna s. sandvicensis* Lath.). Brill, Leiden.
- Veer, H.W van der., R. Berghahn, J.M. Miller & A.D. Rijnsdorp, 2000. Recruitment in flatfish, with special emphasis on North Atlantic species: progress made by the Flatfish Symposia. ICES Journal of Marine Science 57:202-215.
- Veldkamp, R., 1986. Neergang en herstel van de Aalscholver *Phalacrocorax carbo* in Noordwest-Overijssel. Limosa 59: 163-168.
- Verwey, J., 1975. The cetaceans *Phocoena phocoena* and *Tursiops truncatus* in the Marsdiep area (Dutch Wadden Sea) in the years 1931-1973. Publ. & Versl. Nederl. Inst. Onderz. Zee, 17a & 17b: 1-98, 99-153.

- Votier, S.C., Bearhop, S., Witt, M.J., Inger, R., Thompson, D. and Newton, J. (2010) Individual responses of seabirds to commercial fisheries revealed using GPS tracking, stable isotopes and vessel monitoring systems. *Journal of Applied Ecology* 47: 487-497.
- Wahlberg M. & H. Westerberg, 2005. Hearing in fish and their reactions to sounds from offshore windfarms, *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 288: 295-309.
- Wanless, S., M. Frederiksen, M.P. Harris & S.N. Freeman, 2006. Survival of Gannets *Morus bassanus* in Britain and Ireland, 1959-2002. *Bird study* 53: 79-85.
- Wanless S., Langslow DR (1983). The effects of culling on the Abbeystead and Mallowdale gullery. *Bird Study* 30 (1): 17-23. Bruggen, J. van & A. van Dijk, 2008. Van Aalscholver tot Zwarte stern, kolonievogels in 2007. *SOVON-Nieuws* 21 (1):6.
- Wernham, C.V., M.P. Toms, J.H. Marchant, J.A. Clark, G.M. Siriwardena & S.R. Baillie (eds.), 2002. The migration atlas: movements of the birds of Britain and Ireland. T & A D Poyser, London.
- Wetten, J.C.J. van, & G.J.M. Wintermans, 1986. The foodecology of the Spoonbill. Technical Publ. 48, Inst. Tax. Zool., Univ. Amsterdam.
- Wetten, J.C.J. van, & G.J.M. Wintermans, 1987. Het foerageren van Lepelaars op de Waddeneilanden. *Limosa* 60: 92.
- Wetten, J.C.J. van, P.J. de Goeij & G.J.M. Wintermans, 1986. Voedseloecologie en de bedreigingen van de Lepelaars in het Zwanenwater. Contact Milieubescherming Noord-Holland, Zaandam.
- Winden, J van der., A.L. Spaans, I. Tulp, B. Verboom, R. Lensink, D.A. Jonkers, R.J.W. van de Haterd & S. Dirksen, 1999. Deelstudie Ornithologie MER Interprovinciaal Windpark Afsluitdijk (samen met IBN-DLO). Rapport 99.03. IBN-DLO/ Bureau Waardenburg bv, Wageningen/Culemborg.
- Winden, J. van der, H.A.M. Prinsen, P. van Horssen & M. van der Valk, 2005. Effecten op vogels en overige fauna van het Windpark Wieringermeerdijk. Fase 1: Beoordeling van effecten op natuurwaarden in het kader van Vogelrichtlijn, EHS en Flora- en faunawet. Rapport 05-182. Bureau Waardenburg bv, Culemborg.
- Winter, C.J.N., 1995. Onverwachte prooien van Stormmeeuw *Larus canus* op volle zee. *Sula* 9: 123-126.
- Yésou, P., 2003. Recent changes in the summer distribution of the Balearic shearwater *Puffinus mauretanicus* off western France. *Sci. Mar.* 67 (Suppl. 2): 143-148.
- Yelverton, J.T., D.R. Richmond, W. Hicks, K. Sanders & E.R. Fletcher, 1972. Safe distances from underwater explosions for mammals and birds. Rep. from Lovelace Foundation for Medical Educ. and Res. for Defense Nuclear Agency.
- Zydels, R. & D. Ruskyte, 2005. Wintering foraging of Long-tailed Ducks (*Clangula hyemalis*) exploiting different benthic communities in the Baltic Sea. *Wilson Bull.* 117: 133-141.

BIJLAGE 2



COÖRDINATEN

De locatie heeft de volgende coördinaten (hoekpunten van het windpark in UTM 31N):

Coördinaat	ED 50		WGS 84	
	Easting	Northing	Noorderbreedte	Oosterlengte
a	582596	5843572	52°44'01.74"	4°13'18.76"
b	582679	5843439	52°43'57.39"	4°13'23.06"
c	582743	5843323	52°43'53.61"	4°13'26.35"
d	582812	5843186	52°43'49.14"	4°13'29.93"
e	582875	5843060	52°43'45.03"	4°13'33.17"
f	582904	5843004	52°43'43.20"	4°13'34.64"
g	582978	5842865	52°43'38.67"	4°13'38.49"
h	583005	5842812	52°43'36.94"	4°13'39.87"
i	583034	5842756	52°43'35.11"	4°13'41.35"
j	583124	5842589	52°43'29.65"	4°13'45.99"
k	583191	5842460	52°43'25.45"	4°13'49.44"
l	583223	5842406	52°43'23.68"	4°13'51.10"
m	583324	5842247	52°43'18.49"	4°13'56.35"
n	583383	5842140	52°43'15.00"	4°13'59.39"
o	583585	5837534	52°40'45.85"	4°14'05.96"
p	583333	5836052	52°39'58.04"	4°13'51.21"
q	582897	5834953	52°39'22.70"	4°13'26.96"
r	580535	5833806	52°38'46.87"	4°11'20.28"
s	580507	5833792	52°38'46.42"	4°11'18.77"
t	580480	5833776	52°38'45.92"	4°11'17.32"
u	580455	5833759	52°38'45.40"	4°11'16.02"
v	578549	5833990	52°38'53.87"	4°09'34.82"
w	582027	5842781	52°43'36.46"	4°12'47.70"

Het kabeltracé van het Windpark Q4 West met aanlanding bij Wijk aan Zee heeft de volgende coördinaten (knikpunten in UTM 31N)

Coördinaat	ED 50		WGS 84	
	Easting	Northing	Noorderbreedte	Oosterlengte
1 (transformatorstation)	583235	5837951	52°40'59.53"	4°13'47.69"
2	584755	5836894	52°40'24.47"	4°15'07.66"
3	586565	5836688	52°40'16.80"	4°16'43.80"
4	586846	5836574	52°40'12.93"	4°16'58.63"
5	587896	5834579	52°39'07.78"	4°17'52.61"
6	598887	5821963	52°32'12.80"	4°27'23.79"
7	603964	5819527	52°30'50.58"	4°31'50.38"
8	604577	5820170	52°31'10.96"	4°32'23.66"
9	605331	5820095	52°31'08.03"	4°33'03.52"
10 (laagwaterlijn)	607599	5817758	52°29'50.82"	4°35'01.11"

BIJLAGE 3



INFORMATIE OVER ZEEZOOGDIEREN

BRUINVIS

Habitat

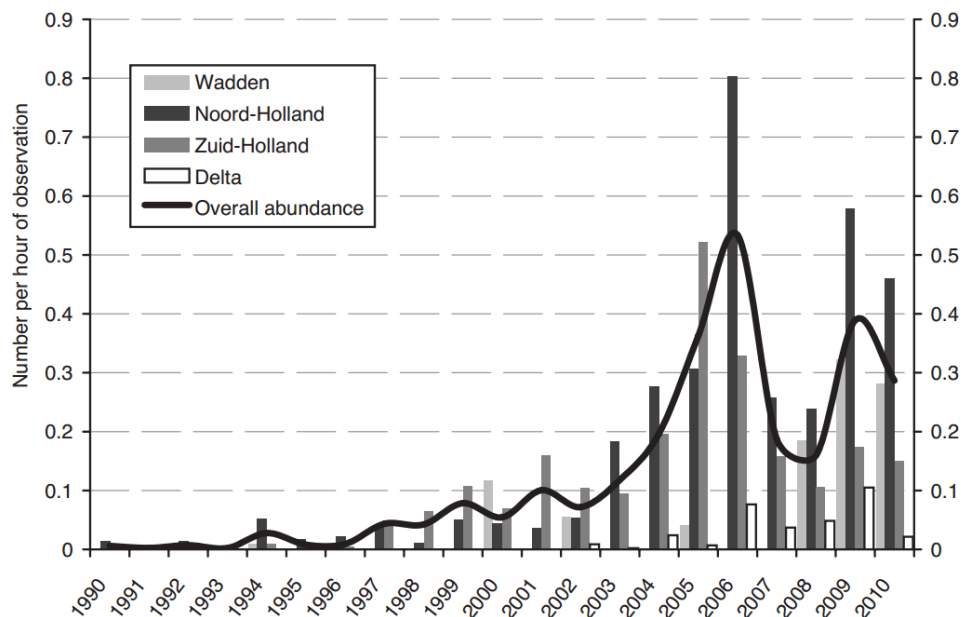
Van de walvisachtigen (Cetacea) is de Bruinvis (*Phocoena phocoena*) de enige soort die regelmatig in de Nederlandse kustwateren wordt gesignaleerd. De habitat van de bruinvis bestaat uit kusten en estuaria, maar de soort wordt ook ver van de kust aangetroffen en tot op diepten van meer dan 200 meter (Goodson 1996, Read 1997). Ze zijn het talrijkst in relatief ondiepe kustwateren en zij foerageren vaak op de zeebodem. Ze eten verschillende soorten pelagische en demersale vis, maar ook inktvis, schaaldieren en borstelwormen (Camphuysen & Siemensma, Conservation plan for the Harbour Porpoise *Phocoena phocoena* in The Netherlands, 2011). De Bruinvis leeft incidenteel in groepen van meer dan 100 dieren, maar meestal in losse verbanden.

Verspreiding en aantallen

Bruinvissen zijn lastig te tellen op zee. Systematisch verzamelde gegevens over aantallen en verspreiding in Nederlandse wateren zijn schaars. Ook gegevens over aantallen en verspreiding op grotere schaal zijn vrij beperkt. De wereldpopulatie van de bruinvis wordt geschat op ongeveer 700.000 exemplaren (Camphuysen & Siemensma, 2011). Op Europees niveau zijn twee tellingen internationaal gecoördineerd en uitgevoerd, de zogenaamde SCANS-surveys (Small Cetaceans Abundance in the North Sea). SCANS-II (2005) komt op een aantal Bruinvissen van circa 344.000 voor het gehele SCANS survey gebied, waarbij voor de Noordzee een totaal van ongeveer 250.000 exemplaren geldt. In vergelijking met de tellingen in SCANS-1 (1994) waren aantallen in het noorden sterk afgenomen en in de zuidelijke Noordzee (waaronder het Nederlands deel) sterk toegenomen. De populatie waar de bruinvissen in het Nederlands deel van de Noordzee deel van uitmaken (management unit South Western North Sea and Eastern Channel) is waarschijnlijk kleiner dan 180.000 dieren (Geelhoed et al., 2011).

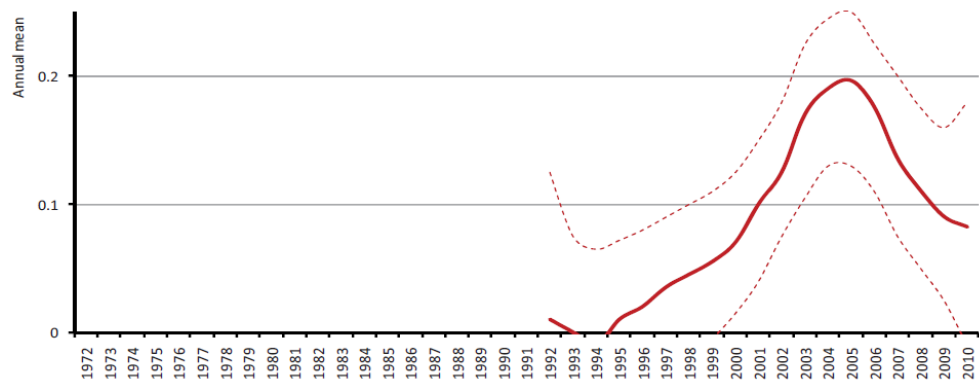
In de eerste helft van de vorige eeuw was de bruinvis algemeen in de Nederlandse kustzone, maar daarna werd deze soort een zeldzame en onregelmatige verschijning. Sinds 1986 houdt *P. phocoena* zich echter weer vrij algemeen voor onze kust op. Vermoed wordt dat bij deze verschuiving (en dus geen absolute toename) voedselgebrek in het noordelijke deel van de Noordzee hierin een rol speelt. Recentere studies laten deze toename nog duidelijker zien (Camphuysen 2004, Leopold & Camphuysen 2006).

Tellingen van bruinvissen vanaf vaste locaties langs de Nederlandse kust (waar zeevogels worden geteld) laten zien dat het aantal bruinvissen per observatie-uur per jaar langs de Nederlandse kust varieert (figuur 1). De snelle toename in aantallen langs de kust in 2006 heeft zich in de jaren daarop (2007 – 2008) niet verder doorgezet. Na twee relatief magere jaren volgde weer een opleving in 2009-2010, maar de aantallen waren minder groot als in 2006 (Camphuysen, 2011).



Figuur 1: Aantal bruinvissen per observatie-uur per jaar voor de periode 1990 – 2010 (Camphuysen, 2011).

Gegevens van tellingen vanuit vliegtuigen (van 1991-2009) laten een vergelijkbare trend zien. Tot 1995/1996 zijn de aantallen zeer laag. Daarna namen aantallen toe tot 2005. Vooral van 2002-2005 was een sterke stijging te zien. Tussen 2005 en 2009 namen dichtheden weer af (Arts 2010, in Camphuysen & Siemensma, 2011). Onderstaande figuur geeft de trend in het gemiddelde jaarlijkse voorkomen van bruinvissen weer (Camphuysen C.J. & M.L. Siemensma, 2011).

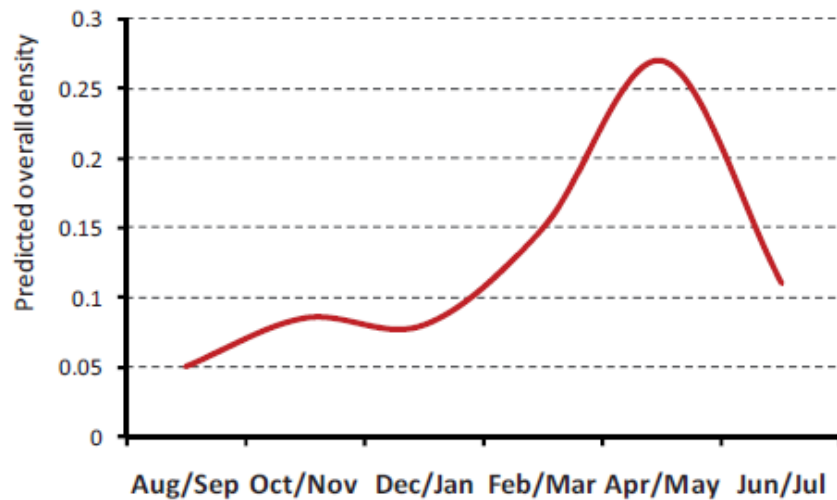


Figuur 2: Trends in annual mean abundance (95% CV) of Harbour Porpoises found during bi-monthly aerial seabird surveys, 1992-2010 (no data prior to 1992); redrawn from Arts 2010.

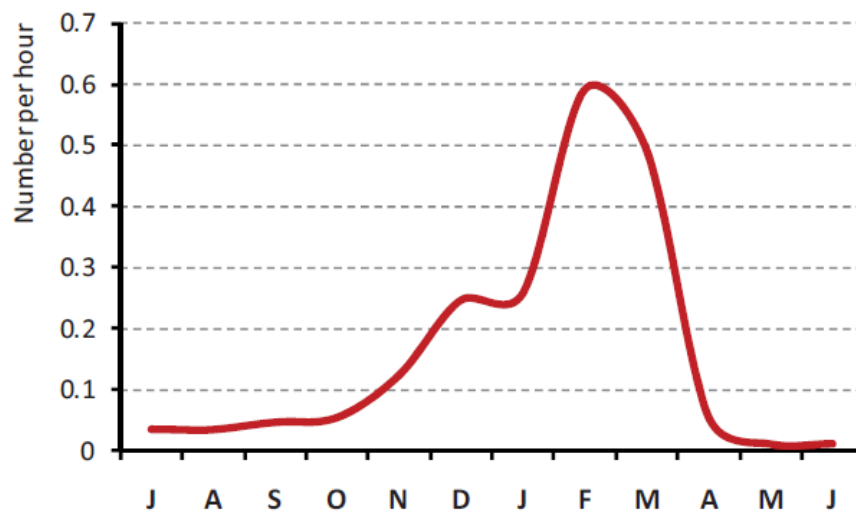
Seizoensvariatie

Bruinvissen worden het hele jaar door waargenomen vanaf zeetrekposten langs de kust, maar met duidelijke verschillen tussen maanden. In mei en juni worden ze het minst waargenomen. Van juli-november neemt het aantal waarnemingen toe en de meeste waarnemingen worden gedaan in februari en maart. In april nemen de waarnemingen sterk af (Camphuysen, 2011).

Figuur 3 geeft de seizoenspatronen in het voorkomen van bruinvissen weer die gevonden zijn tijdens zeevogelstudies in de periode 1990-2010 (Camphuysen C.J. & M.L. Siemensma, 2011). Figuur 4 geeft de fluctuaties over de seizoenen weer uitgedrukt in waargenomen dieren per uur observatie vanaf de kust (gebied Scheveningen – Huisduinen, periode 1990-2010).



Figuur 3: Seasonal pattern in abundance Harbour Porpoises during seabird surveys, 1990-2010; redrawn from Arts 2010).



Figuur 4: Seasonal pattern in numbers of Harbour Porpoises per hour of observation during seawatching (n/h), mainland coast observatories only (Scheveningen – Huisduinen, 1990-2010; from Camphuysen 2011).

Het seizoenspatroon dat in de tellingen vanuit vliegtuigen is waargenomen, wijkt wat af van die langs de kust. Bij de vliegtuigtellingen (fig 3) zijn het hele jaar door bruinvissen waargenomen, met lage dichtheden in herfst en winter (aug/sept tot dec/jan), een toename in februari/maart en een piek in de late lente (april/mei). In 2010 en 2011 zijn vliegtuigtellingen uitgevoerd om beter inzicht te krijgen in seizoensgebonden voorkomen van de verspreiding van bruinvissen in het Nederlands deel van de Noordzee. Met deze tellingen zijn schattingen gemaakt van de

gemiddelde dichtheid en totale aantallen bruinvissen in het Nederlands deel (Geelhoed et al., 2011). In juli komen de gemiddelde dichtheden uit op circa 0.44 dieren/km² in juli, 0.51 in oktober/november en 1.44 in maart. Deze dichtheden komen overeen met totale aantallen bruinvissen van circa 26.000 (95%- betrouwbaarheidsinterval: 14.000-54.000 in juli), circa 30.000 (16.000-59.000) in oktober/ november en circa 86.000(49.000-165.000) in maart in het gehele NCP. Het NCP herbergt minimaal minstens 14% (juli) en maximaal tenminste 48% (maart) van de populatie waartoe de Nederlandse dieren behoren (Geelhoed e.a., 2011).

In maart 2011 werden in grote delen van het NCP hoge dichtheden gevonden, behalve bij Zeeland en de nabije kustzone van Noord- en Zuid-Holland. In juli werden hoge dichtheden gevonden rond de Bruine Bank, Botney Cut/Doggersbank en de Borkumse stenen. In oktober zijn de bruinvissen gelijkmatiger verspreid (Geelhoed et al. 2011).

In Geelhoed et al. (2011) worden studies van 2008-2011 met elkaar vergeleken, waarbij op een zelfde manier dichtheden en aantallen zijn bepaald. Daaruit blijkt dat er tussen de jaren verschillen zijn in dichtheden in verschillende gebieden (tabel 8 in Geelhoed et al. 2011). Schattingen van de totalen in een groter gebied liggen 2010 en 2011 in dezelfde orde van grootte (resp. 66.238 en 75.682 bruinvissen).

Bruinvissen in plangebied Q4west

Het plangebied Q4-west ligt in het gebied waar in maart redelijk hoge dichtheden voorkomen. In juli zijn de dichtheden niet hoog, maar zijn wel moeders met kalfjes waargenomen. In oktober zijn de dichtheden iets lager dan die in andere gebieden op het NCP. Onderstaande figuur 5 geeft een overzicht van de waargenomen bruinvissen tijdens vliegtuigtellingen in 2010 en 2011 (figuur 6 uit Geelhoed et al. 2011).

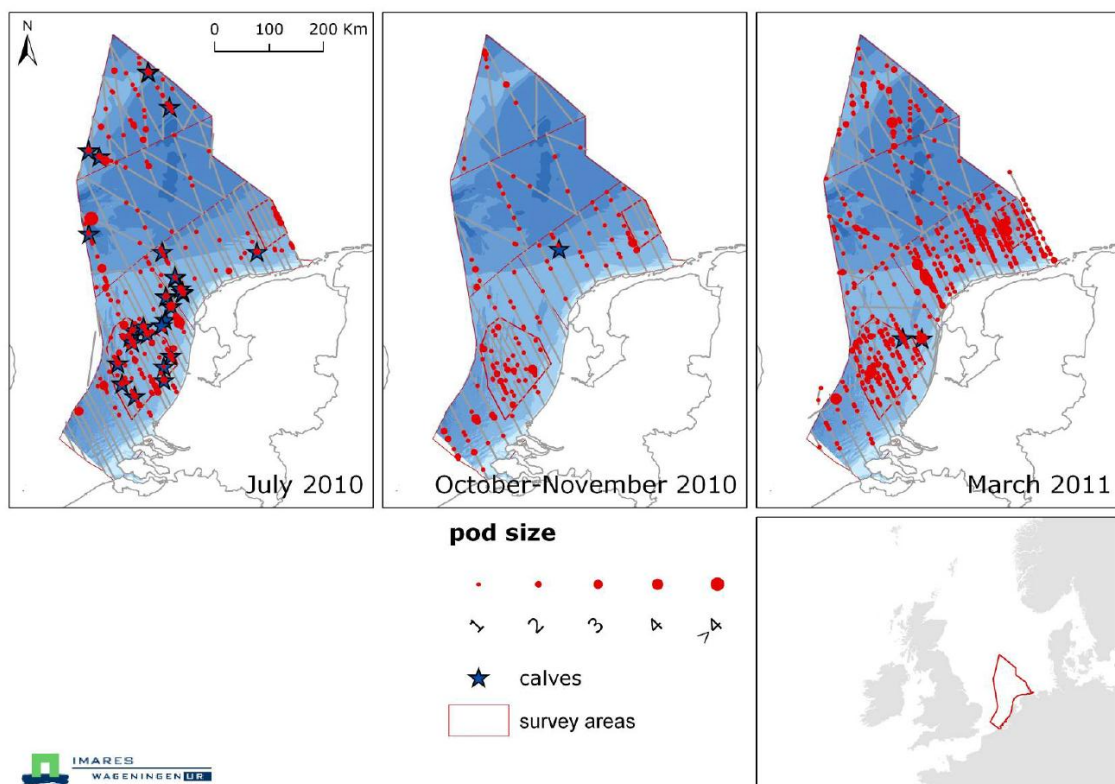


Figure 6. Totale onderzoeksinspanning bij goede of gemiddelde zicht omstandigheden bij tenminste een kant van het vliegtuig (op en naast trackline) met alle waarnemingen van bruinvissen (inclusief navigator waarnemingen). Sterren geven waarnemingen met kalfjes weer. (uit Geelhoed ea., 2011) ..

Onderstaande tabel geeft een samenvatting van de geschatte dichtheden en aantallen in het deelgebied waar plangebied Q4-west binnenvalt (gebied 'D', voor meer informatie: zie Geelhoed et al., 2011) en de gemiddelden voor het hele NCP.

Tabel 1: Schattingen dichtheid en aantallen bruinvissen, binnen deelgebied D (waar Q4west binnen valt) en gemiddeld voor het NCP (informatie uit Geelhoed et al. 2011).

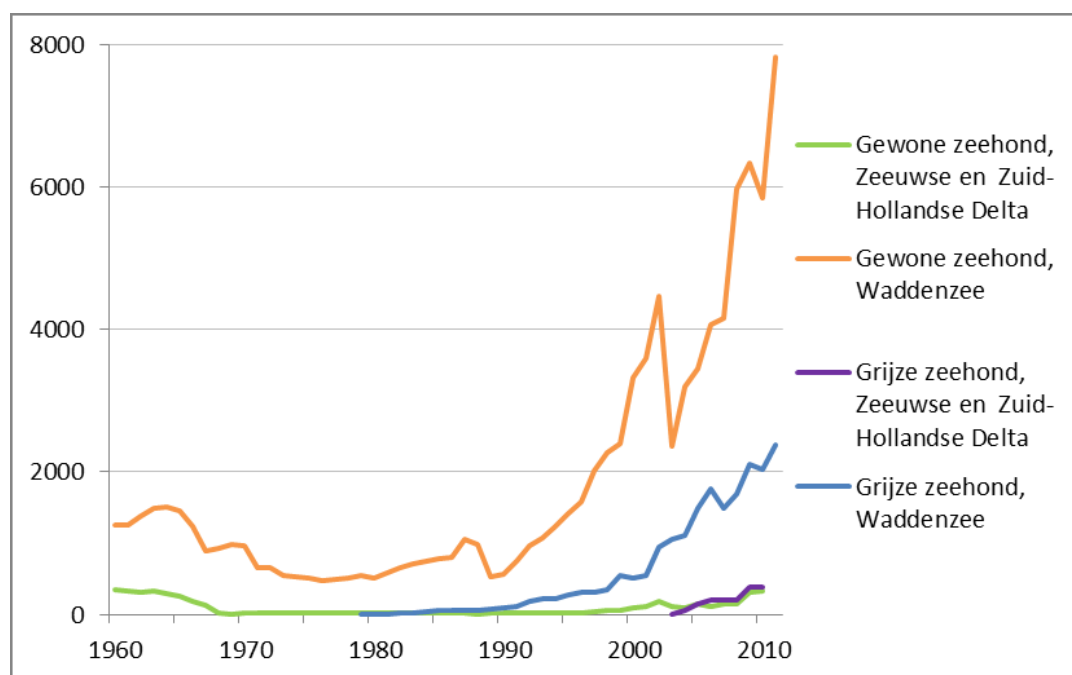
periode	Dichtheid (aantal dieren/km ²) D (incl. Q4west)	Dichtheid (aantal dieren/km ² NCP	Aantal dieren D Q4west	Aantal dieren NCP
Juli 2010	0,484 (0,208-1,056)	0,438 (0,236-0,903)	10098 (4341-22024)	25998 (13988-53623)
Okt/nov 2010	0,398 (0.212 - 0.733)	0,505 (0,271-0,994)	8304 (4431 – 15296)	29963 (16098-59011)
Maart 2011	1,174 (0.658 - 2.389)	1,441 (0,803-2,786)	24501 (13726 – 49833)	85572 (49324-165443)

De dichtheden in het plangebied in 2009, 2010 en 2011 zijn redelijk stabiel en liggen binnen de grenzen van elkaars betrouwbaarheidsintervallen.

ZEEHONDEN

In Nederlandse wateren komen twee soorten zeehonden voor: gewone zeehonden (*Phoca vitulina*) en grijze zeehonden (*Halichoerus grypus*). Zowel de gewone als de grijze zeehond worden genoemd in bijlage 2 en 4 van de Habitatrichtlijn.

Sinds de jaren 1980 zijn de aantallen van beide soorten in Nederlandse wateren exponentieel gegroeid, met uitzondering van de jaren 1988 en 2002 waarin een virusepidemie was uitgebroken. Figuur 7 geeft de aantallen zeehonden weer in de Waddenzee en de Zeeuwse en Zuid-Hollandse Delta.



Figuur 7: Aantallen zeehonden in de Waddenzee en de Zeeuwse en Zuid-Hollandse Delta gebaseerd op jaarlijkse tellingen van grijze en gewone zeehonden in de Waddenzee en in de Zeeuwse en Zuid-Hollandse Delta (Bron: Wageningen IMARES (WUR) en RWS/Provincie Zeeland, 2011).

Het Waddengebied is het belangrijkste gebied voor gewone en grijze zeehonden in Nederland. Grijze zeehonden waren voor 1980 vrijwel afwezig in Nederland. Sindsdien is het gebied opnieuw gekoloniseerd en aantallen zijn toegenomen. In 2011 zijn er met vliegtuigtellingen 2388 geteld. Vliegtuigtellingen van Gewone zeehonden geven aantallen van 2300 dieren net na de virusuitbraak in 2002, tot 6800 in 2012.

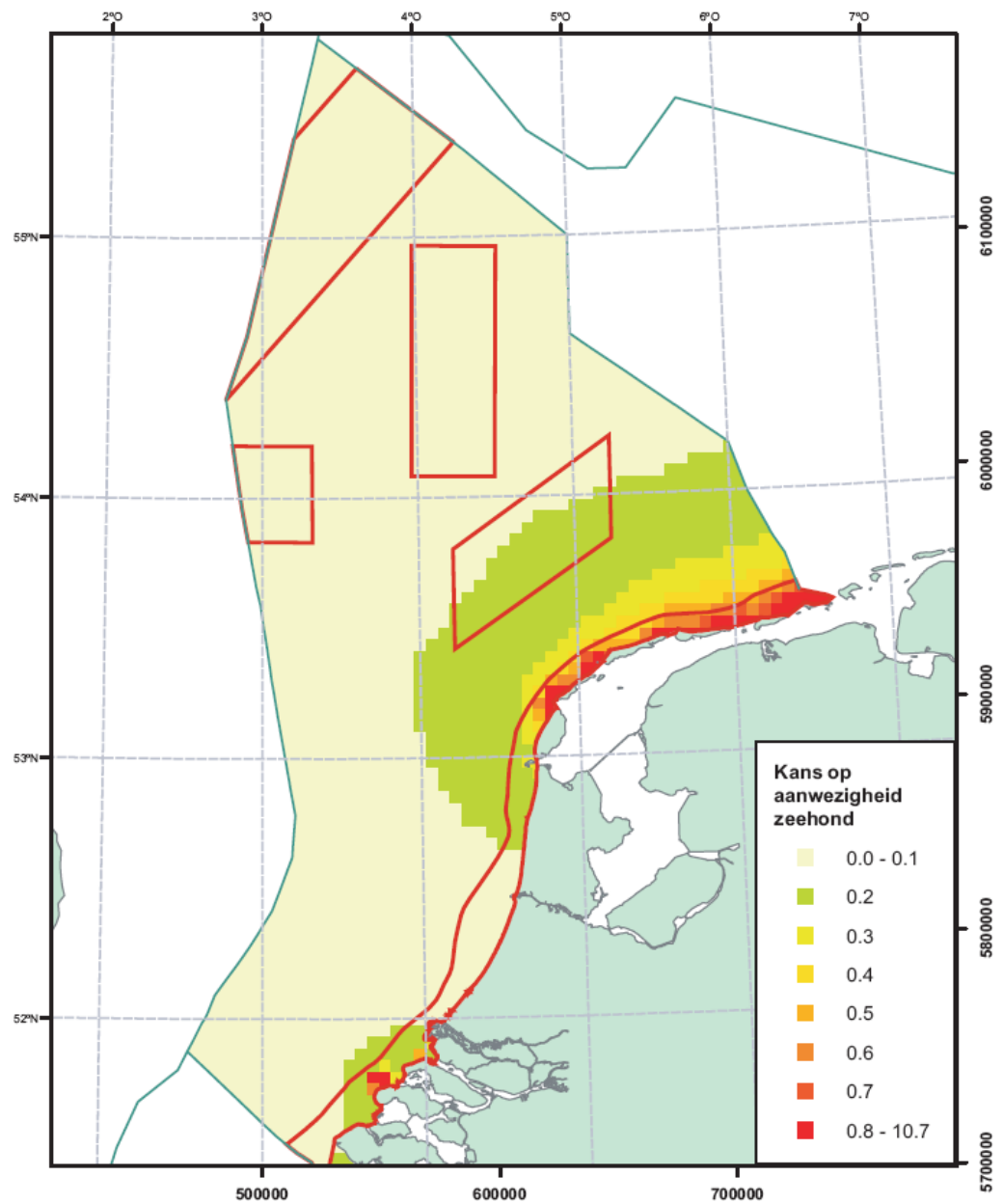
Historisch gezien was het Deltagebied ook een belangrijk gebied voor zeehonden. Ongeveer 1/3 van alle gewone zeehonden kwamen daar voor. Echter, na eeuwen van intensieve jacht waren ze er vrijwel verdwenen. Vrij recent zijn aantallen zeehonden in het Deltagebied weer toegenomen. Vergeleken met de aantallen in het Waddengebied zijn de aantallen een stuk lager; rond de 250 gewone zeehonden in 2011 en ruim 382 grijze zeehonden in 2010.

In het Deltagebied worden slechts zeer weinig pups geboren. Daarnaast is de mortaliteit er hoog. De groei van de populaties is te verklaren door import vanuit andere gebieden, zoals het Waddengebied of Engelse kolonies.

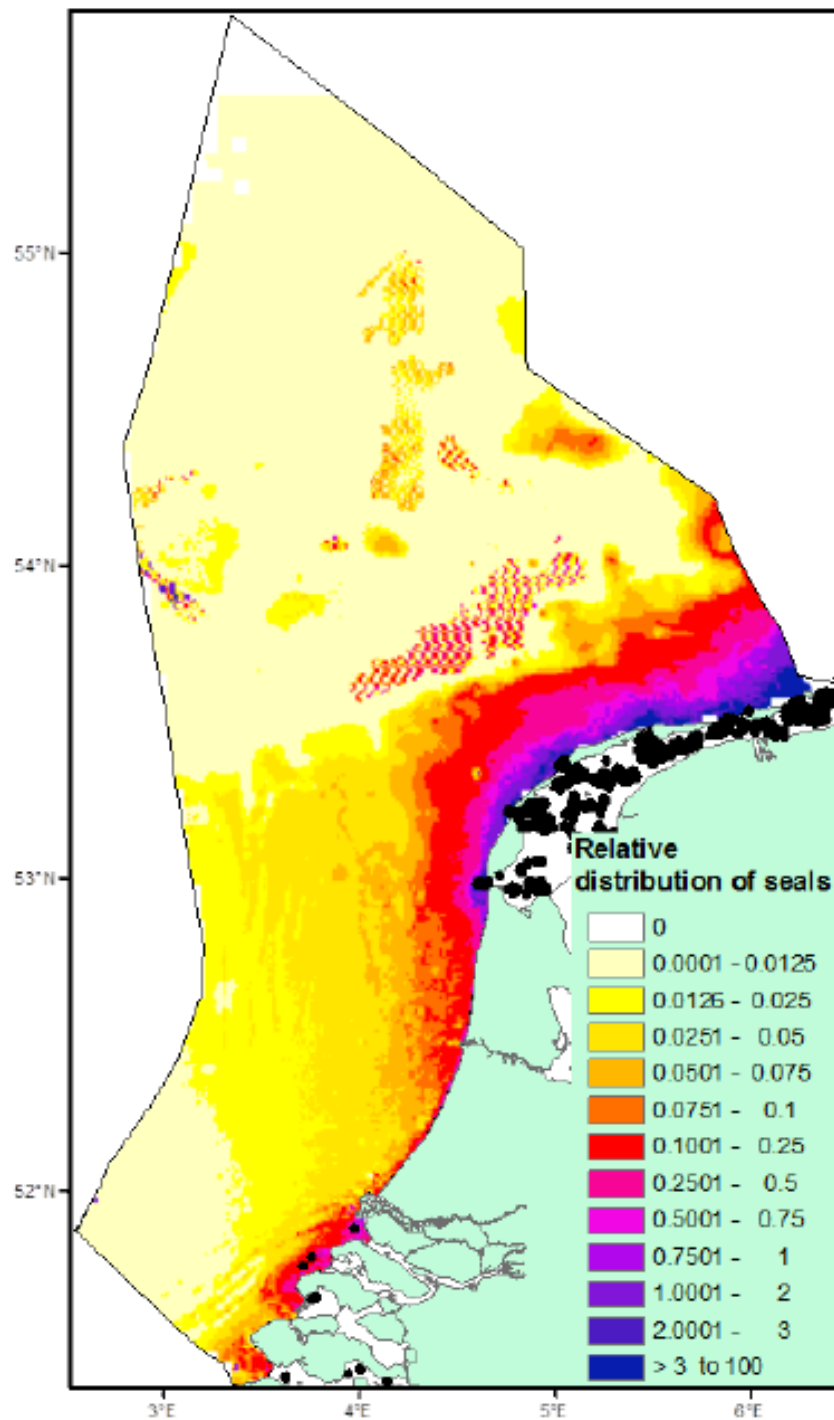
Gewone zeehonden

De gewone zeehond brengt de meeste tijd door in zee, om te foerageren, te paren, te reizen en soms zelfs om te slapen. Hij leeft vooral van aan de bodem gebonden vissen, waaronder veel soorten platvis. Om jongen te werpen (mei-juli), om te verharen (zomer) en om te rusten gebruikt het dier droogvallende platen.

In de jaren '90 zijn er satellietzenders ontwikkeld die klein genoeg zijn om ook voor onderzoek aan de gewone zeehond te gebruiken. In Brasseur *et al.* (2004) is dit experiment beschreven. De zeehonden bleken zich niet te beperken tot de tientallen kilometers rondom hun ligplaats, maar bleken soms meer dan 200 kilometer de zee op te trekken en naar ligplaatsen te gaan die meer dan 300 kilometer verderop zijn. In Lindeboom *et al.* (2005) werd een eerste verspreidingsmodel toegelicht, zoals opgesteld met behulp van de gegevens uit Brasseur *et al.* (2004; zie figuur 8 afkomstig uit Lindeboom *et al.* 2005). Hieruit blijkt dat de potentiële habitat van de gewone zeehond het gehele Nederlands Continentaal Plat bestrijkt, maar omdat de dieren samenkomen op de zandbanken in de Waddenzee en het Deltagebied, is de waarschijnlijke concentratie zeehonden in die kustgebieden hoog en op open zee ver hier vandaan veel lager. Figuur 9 geeft een recentere versie van een model dat gebaseerd is op gebiedskenmerken en vliegtuigtellingen (Brasseur 2012).



Figuur 8: Berekende kans op aanwezigheid van zeehonden, gebaseerd op zwemgedrag van 7 gezenderde zeehonden (Lindeboom *et al*, 2005)



Figuur 9. Gemodelleerde voorspelling van zeehondendichtheid op basis van verschillende omgevingskenmerken in combinatie met vliegtuigtellingen (zwarte stippen zijn Haul out sites)¹.

¹ Uit: Habitat preferences of harbour seals in the Dutch coastal area: analysis and estimate of effects of offshore wind farms, Sophie Brasseur et al, Rapport: OWEZ R 252 T1 20120130, 30-01-2012

Vooraf van december tot en met februari worden gewone zeehonden voor de Noord- en Zuid-Hollandse kust gezien (Platteeuw *et al*, 1994). Het vermoeden bestaat dat de zeehond met name in koude winters de Waddenzee verwisselt voor de kustzone. De Hollandse kustwateren kunnen door zeehonden worden gebruikt als foerageergebied en/of migratieroute tussen de Waddenzee en de Voordelta. In de maanden dat ze jongen krijgen en verharen, zullen ze met name in de buurt van de rustplaatsen verblijven.

Grijze zeehonden

De dieren maken regelmatig gebruik van droogvallende platen. Meestal verblijven ze echter in de kustzee waar ze foerageren op vis. Op grond van analyse van uitwerpselen is gevonden dat Grijze zeehonden in de kustzone met name verschillende demersale vissoorten eten, met name tong in de lente en bot in de herfst (Brasseur *et al*. 2008).

Voor de voortplanting (november-februari) en verharing (maart-april) is het dierafhankelijk van permanent droogliggende platen, stranden en duinen. De jongen kunnen na de geboorte niet meteen zwemmen. Grijze zeehonden worden vooral in de zomer (juli-augustus) en winter (december-februari) langs de kust gezien.

Ook aan grijze zeehonden is onderzoek uitgevoerd met zenders. Tussen 2005 en 2008 zijn in totaal 29 grijze zeehonden voorzien van een zender. Deze gegevens laten zien dat grijze zeehonden in de hele Nederlandse kustzone voorkomen, maar ook heel lange afstanden kunnen afleggen.

NATURA 2000-GEBIEDEN EN INSTANDHOUDINGSDOELSTELLINGEN

In Tabel 2 zijn voor de bruinvis, gewone en grijze zeehond de instandhoudingsdoelstellingen en staat van instandhouding gegeven. Voor de gewone zeehond zijn in de aanwijzingsbesluiten van de Voordelta, Oosterschelde en Westerschelde & Saeftinghe concrete instandhoudingsdoelstellingen opgenomen, namelijk een verbetering van de kwaliteit van het leefgebied (toename rustige plaatsen) voor ten behoeve van een regionale populatie van 200 exemplaren. Voor de andere twee gebieden geldt een behoudsdoelstelling. Voor de grijze zeehond zijn in de Waddenzee, Noordzeekustzone, Voordelta en Vlakte van de Raan instandhoudingsdoelstellingen vastgesteld. In alle gevallen gaat het om een behoudsdoelstelling voor omvang en kwaliteit van het leefgebied.

De bruinvis heeft een matig ongunstige staat van instandhouding. De gunstige staat van instandhouding is gedefinieerd als: "Terugkeer van een zich voortplantende populatie bruinvissen langs de hele Nederlandse kust, inclusief het Deltagebied is nodig voor een gunstige staat van instandhouding. Beperking van de sterfte in vissersnetten is van belang." In de Noordzeekustzone en de Vlakte van de Raan is als instandhoudingsdoel aangegeven: 'behoud omvang en verbetering kwaliteit leefgebied voor behoud van populatie'.

Tabel 2: Zeezoogdieren en Natura 2000-gebieden met bijbehorende instandhoudingsdoelen en de staat van instandhouding waar in het kader van deze PB rekening mee gehouden wordt.

Soort	Natura 2000-gebied	Instandhoudingsdoel	Staat van instandhouding
Bruinvis	Noordzeekustzone	Behoud omvang en verbetering kwaliteit leefgebied voor behoud populatie	matig ongunstig, streefbeeld van 25.000 exemplaren in Nederlandse wateren nog niet gehaald
	Vlakte van de Raan	Behoud omvang en verbetering kwaliteit leefgebied voor behoud populatie	matig ongunstig, streefbeeld van 25.000 exemplaren in Nederlandse wateren nog niet gehaald
Gewone zeehond	Waddenzee	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor uitbreiding populatie	gunstig
	Noordzeekustzone	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie	gunstig
	Voordelta	Behoud omvang en verbetering kwaliteit leefgebied voor uitbreiding populatie ten behoeve van een regionale populatie van ten minste 200 exemplaren in het Deltagebied	gunstig maar met de kanttekening dat de kleine populatie in het Deltagebied zichzelf niet in stand kan houden door een te laag geboortecijfer
	Vlakte van de Raan	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie	gebied heeft geen functie als voortplantingsgebied
	Oosterschelde	Behoud omvang en verbetering kwaliteit leefgebied voor uitbreiding populatie ten behoeve van een regionale populatie van ten minste 200 exemplaren in het Deltagebied	gunstig maar met de kanttekening dat de kleine populatie in het Deltagebied zichzelf niet in stand kan houden door een te laag geboortecijfer
	Westerschelde & Saefthinghe	Behoud omvang en verbetering kwaliteit leefgebied voor uitbreiding populatie ten behoeve van een regionale populatie van ten minste 200 exemplaren in het Deltagebied	gunstig maar met de kanttekening dat de kleine populatie in het Deltagebied zichzelf niet in stand kan houden door een te laag geboortecijfer
Grijze zeehond	Waddenzee	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie	matig ongunstig op leefgebied
	Noordzeekustzone	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie	matig ongunstig op leefgebied
	Voordelta	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie	matig ongunstig op leefgebied
	Vlakte van de Raan	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie	gebied heeft geen functie als voortplantingsgebied

BIJLAGE 4



REKENMETHODES VAN HET AANTAL

AANVARINGSSLACHTOFFERS IN WINDPARKEN

Voor de berekening van het aantal aanvaringsslachtoffers worden in het MER en de PB voor windpark Q4 West drie modellen gebruikt, een empirisch model ('route 2') en twee theoretische modellen ('route 3' en 'SOSS Band model 2012'). In eerdere MER's werd ook nog gebruik gemaakt van 'Route 1' maar deze methodiek is verouderd en wordt hier dus niet meer behandeld. 'Route 2' en 'Route 3' zijn nader uitgewerkt door Troost (2008) voor gebruik bij offshore windparken en deze modellen zijn gebruikt in 2009 voor Passende Beoordelingen die werden geschreven voor de 'ronde 2' offshore windparken. Het 'SOSS Band model 2012' is een zeer recent ontwikkeld model die vergelijkbare functionaliteit biedt als 'Route 3' in Troost (2008), maar in verschillende varianten de mogelijkheid biedt om bijvoorbeeld hele grote parken of zeer verschillende hoogteverdelingen te gebruiken. Hieronder wordt in meer detail ingegaan op de verschillende rekenmethodes en aannames. In Bijlage 8 wordt ingegaan op de verschillende input parameters.

Route 2 Berekening van aantallen aanvaringsslachtoffers op basis van fluxen vliegende vogels door het park en gemeten aanvaringskansen in een referentiepark

In 'Route 2' wordt gebruik gemaakt van aanvaringskansen geobserveerd in een referentiepark om aantallen aanvaringsslachtoffers te bepalen in een nieuw park, na een correctie voor verschillen in eigenschappen van het nieuwe windpark ten opzichte van het referentiepark (Oosterbierum, Winkelman 1992). Winkelman (1992, tabel1) geeft voor enkele soortgroepen het aanvaringspercentage voor de vogels die door het windpark vlogen. Hierbij zijn de in haar onderzoek gevonden 'mogelijke' aanvaringsslachtoffers in de berekeningen meegenomen. De waarden worden als gemiddelde en als maximum van een 95%-betrouwbaarheidsinterval gegeven. De waarden zijn als volgt:

Tabel 1 gemiddelde aanvaringskans per soortgroep

Soortgroep int.	Gemiddelde aanvaringskans	max. 95% betr.
eenden	0,04%	0,09%
meeuwen	0,16%	0,37%
steltlopers	0,06%	0,13%
zangvogels	0,28%	0,64%
gemiddeld over de vier groepen	0,14%	0,31%
alle vogels samen ¹	0,17%	0,40%

¹ dit is gewogen gemiddelde over de soortgroepen

Deze aanvaringskansen in het donker kunnen, samen met gegevens over het aantal vogels dat in het donker door het windpark dan wel over de locatie van het toekomstige windpark vliegt, gebruikt worden om het aantal aanvaringsslachtoffers te schatten. Gezien de onzekerheden in dit soort getallen en het voorzorgprincipe werken wij met het maximum van het betrouwbaarheidsinterval.

Overdag vallen weinig aanvaringsslachtoffers, maar het gebeurt wel. Afhankelijk van de situatie (vogelsoorten, aantallen, gedrag) moet hier apart op worden ingegaan. Voor berekening via 'Route 2' moet een aanvaringskans worden bepaald aan de hand van beschikbare literatuur en die keus moet in het rapport worden gemotiveerd. Wanneer het om weinig vogels gaat en/of zodanig gedrag dat aanvaringskansen heel klein zullen zijn, dan kan worden volstaan met 'Route 2' zoals hier beschreven en de constatering dat gebruik van het maximum van het betrouwbaarheidsinterval voor de nachtelijke aanvaringsslachtoffers bijschatten voor dit zeer kleine aantal overbodig maakt.

Het berekenen van het aantal slachtoffers voor een windturbine (op een andere plaats dan Oosterbierum) vraagt gegevens dan wel aannames op de volgende punten:

- het totale rotoroppervlak van alle turbines in het windpark ten opzichte van het totale (verticale) vlak van het windpark;
- omvang en samenstelling van de flux aan vliegende vogels.

Het 'Route 2' model is in eerste instantie gebruikt voor de berekening van het aantal aanvaringsslachtoffers in het 'maximum effect scenario' bij de trekvogels. De formule die hiervoor gebruikt is, is als volgt (uit Troost 2008):

$$\text{Aantal slachtoffers per jaar} = b * h * a_{\text{macro}} * r/r_{\text{ref}} * e/e_{\text{ref}} * p_{\text{cor}} * p_2$$

b =	aantal vogel passages per jaar
h =	fractie van het aantal vogels op turbinehoogte
a _{macro} =	fractie van alle vogels dat het windpark vermijdt
r =	ratio van rotor oppervlakte en 'passage area' per turbine
r _{ref} =	ratio van rotor oppervlakte en 'passage area' per turbine in referentie windpark
e =	gemiddeld aantal turbines dat gepasseerd wordt per passage van het windpark
e _{ref} =	gemiddeld aantal turbines dat gepasseerd wordt per passage van het windpark in referentie windpark
p _{cor} =	correctie van p ₂ voor verschillen in rotor diameter met referentie windpark
p ₂ =	gemiddeld aantal aanvaringen per passage van het referentie windpark op turbine hoogte.

Route 3 Berekening van aantallen aanvaringsslachtoffers op basis van fluxen vliegende vogels door het park en een theoretisch bepaalde aanvaringskans per soort.

In tegenstelling tot 'Route 2' maakt 'Route 3' gebruik van een theoretisch model waarin de biometrische kenmerken van de desbetreffende vogelsoorten zijn opgenomen om aanvaringskansen te bepalen die dan worden gebruikt om aantallen aanvaringsslachtoffers te berekenen uit een flux vogels. Dit theoretische deel van het model wordt het SNH-Band model (Band 2000, Band *et al.* 2007) genoemd en berekent hoeveel van de vogels die het rotorvlak bereiken als aanvaringsslachtoffer zullen eindigen.

SNH-model

Het SNH-model voorspelt op basis van de biometrische kenmerken van de desbetreffende vogelsoort enerzijds en het ontwerp van de windturbine anderzijds de kans dat een vogel tegen de rotors aanvliegt. Hierbij wordt geen rekening gehouden met het uitwijkgedrag van de desbetreffende vogel. De kenmerken van de vogelsoorten die van belang zijn, zijn de 'aspect ratio' (lengte van de vogel/vleugellengte) en de vliegsnelheid. Hierover wordt verderop in dit stuk dieper op in gegaan. Voor de desbetreffende windturbine zijn de volgende eigenschappen van belang: maximale 'chord' van de rotor, rotor diameter, aantal wieken, 'pitch' van de wieken en het aantal omwentelingen per minuut (rotatie periode). De kans op een aanvaring is vervolgens gebruikt om het aantal slachtoffers per jaar te berekenen volgens het Route 3 model (Troost 2008). De formule staat hieronder weergegeven:

$$\text{Aantal slachtoffers per jaar} = b * h * a_{\text{macro}} * r * e * a_{\text{micro}} * p3$$

b = aantal vogel passages per jaar
h = fractie van het aantal vogels op turbinehoogte
a_{macro} = fractie van alle vogels dat het windpark vermijdt
r = ratio van rotor oppervlakte en 'passage area' per turbine
e = gemiddeld aantal turbines dat gepasseerd wordt per passage van het windpark
a_{micro} = fractie van alle vogels dat de rotor bladen weet te ontwijken
p3 = geschat aantal aanvaringen bij passage van het rotoroppervlakte van één turbine. Dit is het SNH-model.

Biometrische parameters vogels

De lengte en vleugellengte van ieder soort is afgeleid van beschikbare literatuur (Svensson et al, 1999, Snow and Perrins 1998). Indien de desbetreffende waarde alleen als een range bekend was is de hoogste waarde gekozen. Hiermee is gekozen voor een maximaal aanvaringsrisico, aangezien de kans op aanvaringen toeneemt bij grotere lengte en vleugellengte (Chamberlain et al, 2005, Chamberlain et al, 2006). Dit is met name het geval bij vogelsoorten waarbij de verschillen tussen beide sexen aanzienlijk is. Hierbij is tevens de grootste maat gehanteerd (bijvoorbeeld in geval van slechtvalk het vrouwtje en in geval van kemphaan het mannetje). Indien beschikbaar zijn vliegsnelheden gebaseerd op Alerstam et al. (2007). Daarnaast zijn vliegsnelheden van kleine mantelmeeuw, grauwe kiekendief en groenling gebaseerd op Bruderer and Boldt (2001; in Alerstam et al, 2007), vliegsnelheden van noordse stormvogel op Mallory (2008) en de vliegsnelheid van jan van gent, grote jager, zeekoet en alk op Pennycuick (1987). Voor vogels, waarvan in de literatuur geen vliegsnelheden konden worden gevonden is de laagste vliegsnelheid gekozen van de sterk gerelateerde vogelsoorten. Hiermee is gekozen voor een maximaal aanvaringsrisico, aangezien de kans op aanvaringen toeneemt met afnemende vliegsnelheid (Chamberlain et al, 2005, Chamberlain et al, 2006).

Vleugelslagen en glijvluchten

In het SNH-model kan gecorrigeerd worden voor het vlieggedrag van de desbetreffende vogelsoort. Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen vogels die hoofdzakelijk glijvluchten maken (voorbeeld: jan van gent) en vogels die nagenoeg alle tijd vleugelslagen maken (voorbeeld: aalscholver, zeekoet). Voor alle soorten is in dit opzicht gekozen voor vleugelslag vluchten aangezien hiermee de aanvaringskans het grootst is (Pennycuick 1987).

SOSS Band model 2012 Berekening van aantallen aanvaringsslacht-offers op basis van dichtheden vliegende vogels door het park en een theoretisch bepaalde aanvaringskans per soort.

In 2012 heeft The Crown Estate's Strategic Ornithological Support Services (SOSS) stuurgroep een leidraad document en bijhorende spreadsheets gepubliceerd om het aanvaringsrisico-model en het gebruik daarvan voor offshore windparken te beschrijven (Band 2012). De leidraad erkent een onzekerheid in het modelleren van aanvaringsrisico's, met name wat betreft de invoer-data. De leidraad voorziet in een reeks voorstellen voor de belangrijkste input parameters, in het bijzonder voor vermijdingsfracties. Daarnaast worden ook een aantal optionele model-uitbreidingen gegeven in het document. Dit model biedt een vergelijkbare functionaliteit als 'Route 3' in Troost (2008).

Eén van deze optionele uitbreidingen is te gebruiken bij windparken met een groot aantal turbinelijnen achter elkaar. Hier kan gecorrigeerd worden voor het afnemende aantal vogels dat het passeren van het eerste turbinelijn overleeft maar is geconfronteerd met de aanvaringsrisico met de volgende lijnen. Deze berekening is vermoedelijk slechts relevant bij een zeer groot aantal turbines (minstens honderden) en bij lage vermijdingsfracties. Het effect van deze component van het model is relatief klein en zelfs in gevallen van honderden turbines neemt het geschatte aantal aanvaringsslachtoffers met een fractie van een procent af. Omdat het verschil in resultaat als verwaarloosbaar beschouwd kan worden, vooral in verhouding met de onzekerheid omtrent andere parameters, wordt deze uitbreiding van het model hier niet gebruikt.

Een andere uitbreiding betreft vlieghoogtes van vogels en omvat componenten die gerelateerd zijn aan a) getijden en b) de verdeling van vogels op rotorhoogte. Deze berekening vereist informatie aan vlieghoogtes die op een relatief hoge resolutie (1 m intervallen) verzameld zijn, en het gebruik van standaard data zoals gepresenteerd door Cook et al. (2012). Het eerste aspect betreft het gebruik van gedetailleerde data over getijden-cycli. Deze gegevens zijn gebruikt om de vlieghoogte van vogels aan te passen, relatief tot het waterniveau en de turbine in een gekozen periode (bijvoorbeeld een jaar). Het tweede aspect is een herberekening van de aanvaringsrisico per passage door het rotor-bestreken gebied, wat gebaseerd is op de verdeling van vogels op rotorhoogte. Deze berekening veronderstelt een lagere trefkans en lagere aanvaringsrisico bij het uiterste einde van de rotors. Volgens de leidraad kan dit de geschatte aanvaringen met 50% en 10%, respectievelijk, reduceren. De component gerelateerd aan de getijden past de veronderstelde risico-vlieghoogtes aan op de frequentie van getijhoogtes. De leidraad benadrukt dat het effect van deze component in het algemeen klein is en daarom buiten beschouwing gelaten kan worden.

Het niveau van onzekerheid in de uitkomsten van het aanvaringsrisico-model kan afgeleid worden van de onzekerheid in de gebruikte input parameters en van de selectie van standaard getallen, zoals voor vermijding, turbine snelheid, vliegsnelheid, enz. Het is belangrijk dat de traceerbaarheid van onzekerheid niet verloren gaat in de details, om een helder beeld te bewaren over de betrouwbaarheid van de resultaten. Het niveau van onzekerheid van de belangrijkste input parameters heeft een grotere invloed op de resultaten dan de optionele

uitbreidingen. Om deze reden is het simpelste model, met realistische maar conservatieve data gebruikt.

Daarnaast wordt voor het SOSS Band model 2012 als input voor aantal vogels die door het windpark vliegen een dichtheid van vogels genomen. Om een flux, bijvoorbeeld bepaald met een radar, om te rekenen naar een dichtheid is de volgende berekeningsformule afgeleid:

$$D = ((\pi/2) F / V) * 1000000$$

D = dichtheid (vogels/km²)
pi/2 = correctie factor voor de vlieghoek van vogels
F = flux (vogels/m/sec)
V = vliegsnelheid van vogels (m/sec)

N.B. De maand en breedtegraad van het windpark geven samen de actuele daglengte. Dit, gepaard met een correctie factor voor nachtelijke activiteit, resulteert in de tijd dat kleine mantelmeeuwen actief zijn in een windpark.

Referenties

- Alerstam, T., M. Rosén, J. Bäckman, P.G.P. Ericson & O. Hellgren, 2007. Flight speeds among bird species: Allometric and phylogenetic effects. *PLoS Biol* 5(8): e197. doi:10.1371/journal.pbio.0050197.
- Band, W.M., 2000. Windfarms and birds: calculating a theoretical collision risk assuming no avoiding action. Guidance Note. Scottish Natural Heritage
- Band, W., M. Madders and D.P. Whitfield, 2007. Developing field and analytical methods to assess avian collision risk at windfarms. In De Lucas, M., G. Janss & M. Ferrer (eds). 'Birds and Wind Power', ISBN 978-84-87610-18-9.
- Band, W.M., 2012. Using a collision risk model to assess bird collision risks for offshore windfarms. March 2012. SOSS, The Crown Estate, London.
- Bruderer, B. and Boldt, A. (2001), Flight characteristics of birds. *Ibis*, 143: 178–204. doi: 10.1111/j.1474-919X.2001.tb04475.x
- Chamberlain, D.E., Rehfishch, M.R., Fox, A.D., Desholm, M. & Anthony, S.J. 2006. The effect of avoidance rates on bird mortality predictions made by wind turbine collision risk models. *Ibis* 148: 198–202.
- Chamberlain, D.E., Rehfishch, M.R., Fox, A.D., Desholm, M. & Anthony, S.J. 2006. The effect of avoidance rates on bird mortality predictions made by wind turbine collision risk models. *Ibis* 148: 198–202.
- Cook, A.S.C.P., L.J. Wright & N.H.K. Burton, (2012). A Review of flight heights and avoidance rates of birds in relation to offshore windfarms. Crown Estate Strategic Ornithological Support Services (SOSS), project SOSS-02.
- Mallory, M. L., J. Akearok, D. B. Edwards, K. O'Donovan, and C. D. Gilbert. 2008. Autumn migration and wintering of northern fulmars (*Fulmarus glacialis*) from the Canadian High Arctic. *Polar Biology* 31: 745-750.
- Pennycook, C. J. (1987). Flight of auks (Alcidae) and other northern seabirds compared with southern procellariiformes: ornithological observations. *J. exp. Biol.* 128, 335–347.
- Snow D.W. & C. Perrins 1997. Birds of the Western Palearctic. Concise edition. Volume 1, Non-passerines. Oxford University Press, Oxford.
- Svensson, L., Zetterstrom, D., Mullarney, K. 1999. Birds of Europe.

- Troost, T., 2008. Estimating the frequency of bird collisions with wind turbines at sea. Guidelines for using the spreadsheet 'Bird collisions Deltares v.1-0.xls'. Deltares, 2008.
- Winkelman, J.E. 1992. De invloed van de Sep-proefwindcentrale te Oosterbierum (Fr.) op vogels. 1. Aanvaringsslachtoffers. Rijksinstituut voor Natuurbeheer (RIN) report 92/2. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO), Arnhem, the Netherlands. [In Dutch with English summary.]

BIJLAGE 5



PARAMETERS VOOR HET BEREKENEN VAN AANTALLEN AANVARINGSSLACHTOFFERS DOOR Q4 WEST

De parameters van het park en de turbines die gebruikt zijn voor de berekeningen van aanvaringsslachtoffers worden hieronder weergegeven.

Q4 West – Route 2										
Number of turbines	Turbine type	Rotor diameter (m)	Axis height (m)	Distance between turbines (nominal)	Ratio rotor area/passage area (r)	Ratio rotor area/passage area (r_ref)	Rotor surface (Or)	Rotor size correction (p_cor)	No. of turbines enc. per crossing (e)	No. of turbines enc. per crossing ref (e_ref)
70	V112	112	80,8	611,25	0,118	0,067	9852	0,162	8,4	4,2
40	V164	164	106,8	885,25	0,126	0,067	21124	0,128	6,3	4,2

Q4 West – Route 3										
Number and type of turbines	K	Number of blades	Maximum chord	Pitch (degrees)	Rotor diameter (m)	Rotation period (sec)	Axis height (m)	Distance between turbines (nominal)	Ratio rotor area/passage area (r)	No. of turbines enc. per crossing (e)
70xV112	1	3	4,0	30	112	4,3	80,8	611,25	0,118	8,4
40xV164	1	3	5,4	30	164	5,7	106,8	885,25	0,126	6,3

Q4 West – SOSS Band model 2012							
Number and type of turbines	Number of blades	Rotation speed (rpm)	Rotor radius (m)	Maximum blade width (m)	Pitch (degrees)	Latitude (°)	Proportion of operation time
70xV112	3	13,95	56	4	30	52,6	1
40xV164	3	10,5	82	5,4	30	52,6	1

De parameters van de vogels zijn specifiek voor de soort of de soortengroep en zijn geschat op basis van literatuurwaarden en/of expert judgement en worden hieronder weergegeven.

Q4 West – Route 2						
Soort	Flux calculated from OWEZ	Flux calculated from Leopold et al. 2011)	Fraction at turbine height*	Macro-avoidance	Duck / Gull / Wader / Passerine	Collision probability per crossing (p2)
Noordse stormvogel	763	5430	0,002	0,28	g	0,0037
Jan van Gent	24232	102013	0,096	0,64	g	0,0037
Aalscholver	110754	20157	0,33	0,18	g	0,0037
Dwergmeeuw	73730	186214	0,055	0,18	g	0,0037
Drieteenmeeuw	147919	84072	0,157	0,18	g	0,0037
Stormmeeuw	152211	46278	0,229	0,18	g	0,0037
Kleine mantelmeeuw	232378	299471	0,252	0,18	g	0,0037
Zilvermeeuw	175204	20980	0,284	0,18	g	0,0037
Grote mantelmeeuw	81547	69080	0,331	0,18	g	0,0037
Grote stern	13620	2594	0,036	0,28	g	0,0037
duikers	1596	5840	0,02	0,68	d	0,0009
futen	71	0	0,01	0,28	d	0,0009
ganzen en zwanen	9179	0	0,33	0,68	d	0,0009
eenden	4971	0	0,33	0,28	d	0,0009
zee-eenden	10718	85882	0,01	0,71	d	0,0009
noordse stern / visdief	1434	7845	0,127	0,28	g	0,0037
alk / zeekoet	9885	55079	0,04	0,68	g	0,0037
grote meeuwen	534438	378134	0,289	0,18	g	0,0037
kleine meeuwen	328551	362046	0,121	0,18	g	0,0037
jagers	127	2308	0,043	0,28	g	0,0037
steltlopers	3248	0	0,5	0,28	w	0,0013
zangvogels	1581035	262106	0,5	0,28	p	0,0064

Q4 West – Route 3					
Soort	Flux calculated from OWEZ	Flux calculated from Leopold et al. 2011)	Fraction at turbine height*	Macro-avoidance	Micro-avoidance
Noordse stormvogel	763	5430	0,002	0,28	0,976
Jan van Gent	24232	102013	0,096	0,64	0,976
Aalscholver	110754	20157	0,33	0,18	0,976
Dwergmeeuw	73730	186214	0,055	0,18	0,976
Drieteenmeeuw	147919	84072	0,157	0,18	0,976
Stormmeeuw	152211	46278	0,229	0,18	0,976
Kleine mantelmeeuw	232378	299471	0,252	0,18	0,976
Zilvermeeuw	175204	20980	0,284	0,18	0,976
Grote mantelmeeuw	81547	69080	0,331	0,18	0,976
Grote stern	13620	2594	0,036	0,28	0,976
duikers	1596	5840	0,02	0,68	0,976
futen	71	0	0,01	0,28	0,976
ganzen en zwanen	9179	0	0,33	0,68	0,976

eenden	4971	0	0,33	0,28	0,976
zee-eenden	10718	85882	0,01	0,71	0,976
noordse stern / visdief	1434	7845	0,127	0,28	0,976
alk / zeekoet	9885	55079	0,04	0,68	0,976
grote meeuwen	534438	378134	0,289	0,18	0,976
kleine meeuwen	328551	362046	0,121	0,18	0,976
jagers	127	2308	0,043	0,28	0,976
steltlopers	3248	0	0,5	0,28	0,976
zangvogels	1581035	262106	0,5	0,28	0,976

Q4 West – SOSS Band Model 2012

Soort	Fluxes based on monthly density estimates	Bird length (m)**	Wingspan (m)**	Aspect ratio (length/wingspan)	Flight speed (m/s)**	Flapping (0) or gliding (1)	Nocturnal activity factor (1-5)***	Fraction at turbine height*	Avoidance	Probability of collision
Noordse stormvogel	-	0,475	1,09	0,436	13	0	4	0,002	0,98272	0,092
Jan van Gent	-	0,935	1,725	0,542	14,9	0	2	0,096	0,99136	0,105
Aalscholver	-	0,94	1,49	0,631	15,2	0	1	0,33	0,98032	0,102
Dwergmeeuw	-	0,28	0,69	0,406	11,5	0	2	0,055	0,98032	0,089
Drieteenmeeuw	-	0,39	1,075	0,363	13,1	0	3	0,157	0,98032	0,087
Stormmeeuw	-	0,43	1,035	0,415	13,4	0	3	0,229	0,98032	0,087
Kleine mantelmeeuw	-	0,56	1,34	0,418	13,1	0	3	0,252	0,98032	0,097
Zilvermeeuw	-	0,61	1,44	0,424	12,8	0	3	0,284	0,98032	0,101
Grote mantelmeeuw	-	0,74	1,66	0,446	13,7	0	3	0,331	0,98032	0,103
Grote stern	-	0,43	0,97	0,443	11,8	0	1	0,036	0,98272	0,096
duikers	-	0,74	1,1	0,673	18,6	0	1	0,02	0,99232	0,080
futen	-	0,51	0,73	0,699	20	0	2	0,01	0,98272	0,067
ganzen en zwanen	-	0,88	1,74	0,506	17,3	0	5	0,33	0,99232	0,092
eenden	-	0,5	0,85	0,588	20,6	0	3	0,33	0,98272	0,066
zee-eenden	-	0,54	0,84	0,643	22,1	0	3	0,01	0,99304	0,064
noordse stern / visdief	-	0,355	0,75	0,473	10,55	0	2	0,127	0,98272	0,100
alk / zeekoet	-	0,38	0,655	0,580	16	0	2	0,04	0,99232	0,072
grote meeuwen	-	0,61	1,44	0,424	12,8	0	3	0,289	0,98032	0,101
kleine meeuwen	-	0,39	0,99	0,394	11,9	0	3	0,121	0,98032	0,093
jagers	-	0,405	1,13	0,358	13,3	0	1	0,043	0,98272	0,087
steltlopers	-	0,31	0,72	0,431	12,8	0	5	0,5	0,98272	0,083
zangvogels	-	0,23	0,345	0,667	13,8	0	5	0,5	0,98272	0,073

* Fractie op rotorhoogte is bepaald op basis van gegevens uit Cook *et al.* (2012).

** Lengtes en spanwijdte per vogelsoort komen hoofdzakelijk uit Snow & Perrins (1997) en Svensson *et al.* (1999).

*** Vliegsnelheid per soort zijn gebaseerd uit gegevens van Alerstam *et al.* (2007), Bruderer & Boldt (2001), Mallory *et al.* (2008), Wakeling & Hodgeson (1992), en Pennycuik (1987).

**** Nachtelijke activiteits factor (1-5) is gebaseerd op Garthe & Hüppop (2004).

References

- Alerstam, T., M. Rosén, J. Bäckman, P.G.P. Ericson & O. Hellgren, 2007. Flight speeds among bird species: Allometric and phylogenetic effects. *PLoS Biol* 5(8): e197. doi:10.1371/journal.pbio.0050197.
- Bruderer, B. and Boldt, A. (2001), Flight characteristics of birds. *Ibis*, 143: 178–204. doi: 10.1111/j.1474-919X.2001.tb04475.x
- Garthe, S. & O. Hüppop, 2004. Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabirds: developing and applying a vulnerability index. *J. Appl. Ecol.* 41: 724-734.
- Mallory, M. L., J. Akearok, D. B. Edwards, K. O'Donovan, and C. D. Gilbert. 2008. Autumn migration and wintering of northern fulmars (*Fulmarus glacialis*) from the Canadian High Arctic. *Polar Biology* 31: 745-750.
- Pennycuik, C. J. (1987). Flight of auks (*Alcidae*) and other northern seabirds compared with southern procellariiformes: ornithodolite observations. *J. exp. Biol.* 128, 335–347.
- Krijgsveld, K.L., R.C. Fijn, M Japink, P.W. van Horssen, C. Heunks, M.P. Collier, M.J.M. Poot, D. Beuker & S. Dirksen, 2011. Effect Studies Offshore Wind Farm Egmond aan Zee. Flux, flight altitude and behaviour of flying birds. Rapport 10-219. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Snow D.W. & C. Perrins 1997. *Birds of the Western Palearctic. Concise edition. Volume 1, Non-passerines.* Oxford University Press, Oxford.
- Svensson, L., Zetterstrom, D., Mullarney, K. 1999. *Birds of Europe.*
- Wakeling, J.M. & Hodgson, J. 1992. Optimisation of the flight speed of the little, common and sandwich tern. *J. exp. Biol.* 169: 261-266.

BIJLAGE 6



EFFECTEN VAN HEIEN OP VISLARVEN

Bij de toepassing van het vislarvenmodel in de locatiespecifieke Passende Beoordelingen wordt een berekening gemaakt van de effecten van heien op de aanvoer van larven van schol, tong en haring naar de Natura 2000 gebieden Voordelta, Noordzeekustzone en Waddenzee. Het model berekent de gevolgen van een opgelegde sterfte van larven als gevolg van het heien op een bepaalde locatie. De modeltoepassing is gelijk aan de werkwijze ontwikkeld voor de Generieke Passende Beoordeling¹, waarbij de voortschrijding aan kennis en de toepassing hiervan in het kader van de Passende Beoordelingen is beschreven in de zogenaamde Update Framework (Boon e.a. 2012).

In de GPB is besproken hoe en op grond van welke aannames een sterftefactor in het model wordt toegepast. De belangrijkste discussiepunten bij die aannames zijn:

- Geluidsniveaus waarbij (directe of indirecte) sterfte van vis optreedt;
- Geproduceerde geluidsniveaus en verspreiding en uitdoving van het geluid bij heien.

De bovengenoemde discussiepunten worden hieronder besproken.

Geluidsniveaus waarbij (directe of indirecte) sterfte van vislarven optreedt

De geluidsniveaus die bij heien geproduceerd worden, zijn hoog (>200 dB re 1µPa), en verschillende effecten op mariene organismen kunnen verwacht worden bij die geluidsniveaus:

- Directe sterfte
- Schade aan organen en weefsels leidend tot
 - sterfte na korte tijd
 - verminderde groei en levensvatbaarheid
- Verminderde groei en levensvatbaarheid van eieren

Zoals al in de GPB geconstateerd, is er zeer weinig wetenschappelijke informatie over de effecten van heien op eieren, vislarven, juveniele of adulte vis. Een rapport, opgesteld in opdracht van het California Department of Transport, geeft een uitgebreide review van de stand van kennis van de effecten van hoge geluidsniveaus en drukgolven op vis (Hastings & Popper, 2005). Het rapport bespreekt de resultaten uit wetenschappelijke publicaties en uit de grijze literatuur.

In het rapport worden diverse publicaties besproken die handelen over de effecten van geluid op eieren en larven, waaruit blijkt dat er geen eenduidige conclusies te trekken zijn over verschillen in gevoeligheid tussen deze stadia en volwassen vis: *“In summary, the few studies on the effects on eggs, larvae, and fry are insufficient to reach any conclusions with respect to the way sound would affect survival. Moreover, most of the studies were done with seismic air guns or mechanical shock and these are stimuli that are very different than those produced by pile driving. The results suggesting some damage and death need to be followed up in a way that would be relevant to pile driving and the characteristic sound transmitted through water and substrate.”*

Het effect van de geluidsniveaus geproduceerd bij heien op mortaliteit, groei en fysiologie van viseieren en –larven wordt als een belangrijke kennislacune geïdentificeerd.

¹ Elders ook wel aangeduid als Handreiking voor het opstellen van locatiespecifieke Passende beoordelingen voor windturbineparken op de Noordzee: Development of a framework for Appropriate Assessments of Dutch offshore windfarms (Prins *et al.* 2008).

In het rapport wordt gerefereerd aan vijf recente experimentele studies waarin het effect van heien op adulte vis is onderzocht.

- Een rapport gepubliceerd door het California Department of Transport (Caltrans, 2001) beschrijft onderzoeksresultaten van een demonstratieproject. Dode vis (diverse soorten) werd waargenomen tot op 50 meter van de heillocatie (maar dat sluit niet uit dat er ook op grotere afstand sterfte optrad). Bij gekooide brandingbaars (*Cymatogaster aggregata*) kwam meer sterfte en verwonding voor op locaties dicht bij de heillocatie. Het ontbreekt aan gegevens over blootstellingsniveaus.
- In een ongepubliceerd rapport van Abbott & Bing-Sawyer (2002) worden de resultaten van een experiment met een karperachtige (*Orthodon microlepidotus*) beschreven. Volgens Hastings & Poper (2005) vertoonde deze studie aanzienlijke methodologische problemen, en is het niet mogelijk op basis van deze studie kwantitatieve dosis-effect relaties vast te stellen. Op grond van geëxtrapoleerde geluidsmetingen werd door Abbott & Bing-Sawyer (2002) vastgesteld dat verwondingen van vissen optraden bij piekniveaus groter dan 183 dB re 1 μ Pa.
- Een rapport van Nedwell e.a. (2003) beschrijft effecten van heien op forel. Geen fysieke schade werd waargenomen bij forel op 400 m afstand van de heillocatie (brongeluid 192 dB re 1 μ Pa, geschatte geluidspiek op 400 m 134 dB re 1 μ Pa), maar er is alleen naar uitwendige schade gekeken. Evenmin zijn effecten op andere afstanden onderzocht.
- Een tweede onderzoek door Caltrans (Caltrans, 2004) beschrijft effecten van heien op baars (*Cymatogaster aggregata*) and regenboogforel (*Oncorhynchus mykiss*) op afstanden tot 314 meter en blootstellingen van 1 tot 20 minuten. De aantallen blootgestelde vis waren te laag voor een statistische toetsing van het waargenomen verband tussen blootstelling en opgetreden verwondingen en sterfte.
- Voor een experiment in de haven van Oakland wordt gerefereerd aan voorlopige rapporten (Abbott, 2004; Marty, 2004), waarin het effect van heien op gekooide vis (brandingbaars, zalm en ansjovis) wordt beschreven. De vissen werden 4 minuten lang blootgesteld, terwijl betonnen palen van 0,6 m diameter werden geheid op 10 m afstand. Er werden geen verschillen met een controlegroep vastgesteld in verwondingen of mortaliteit.

De algemene conclusie van Hastings & Popper (2005) is dat, hoewel het mogelijk is algemene relaties tussen blootstelling en effecten te beschrijven, er onvoldoende kwantitatieve informatie is om dosis-effect niveaus af te leiden. Effecten hangen onder meer af van de soort, de grootte van de vis, de aanwezigheid van een zwemblaas, het piekniveau en de frequentie van het geluid, de vorm van de geluidsgolf ("rise time"), de diepte van het water en de sedimentsamenstelling. Er is een positief verband tussen piekniveaus van geluid en sterfte, waarbij kleinere vis gevoeliger is. Verder wordt vastgesteld dat er gebrek aan kennis is over effecten op langere termijn, en de cumulatieve effecten van heien (langdurige blootstelling, blootstelling aan meerdere periodes van heien).

Als voorlopige richtlijn geven de auteurs een drempelwaarde voor SEL van ca 193 dB re 1 μ Pa².s voor vissen van 0.01 gram (NB SEL = "Sound exposure level", dat is gedefinieerd als het niveau dat gedurende 1 seconde dezelfde akoestische energie heeft als de kortstondige geluidspuls, en wordt uitgedrukt in dB re 1 μ Pa² s.)

In de GPB wordt ook verwezen naar een rapport van Thomsen e.a. (2006) dat is opgesteld in opdracht van COWRIE. Zij baseren zich op dezelfde studies als boven beschreven, en

concluderen dat meer onderzoek nodig is om uitspraken te kunnen doen over de omvang van schadelijke effecten van heien.

In 2006 werd een document opgesteld door Popper e.a. (2006) waarin een voorstel werd gedaan voor interim criteria voor blootstelling van vissen aan heien, gebaseerd op expert judgment en bestaande literatuur. Het stuk geeft aan dat er nog discussie mogelijk is over de geschiktheid van verschillende metrieken om het geluid te karakteriseren. Op basis van een aantal overwegingen stellen de auteurs voor een conservatieve waarde vast te stellen voor SEL van 187 dB re $1 \mu\text{Pa}^2 \text{ s}$. Voor piekbelastingen wordt als grenswaarde 208 dB re $1 \mu\text{Pa}_{\text{peak}}$ voorgesteld. Deze waarden hebben betrekking op een enkele heislag, niet op het cumulatieve effect van meerdere slagen in korte tijd, d.w.z. met een interval van minder dan een minuut. In een memo van Carlson e.a. (2007) wordt een update gegeven van de criteria van Popper e.a. (2006), gebaseerd op een review door Hastings (2007) van recente onderzoeksresultaten (o.a. Govoni e.a., 2008). In deze update wordt als grenswaarde voor het optreden van schade aan weefsels bij vis van minder dan 0.5 gram de waarde voor cumulatieve SEL van 183 dB re $1 \mu\text{Pa}^2 \text{ s}$ voorgesteld (NB Cumulatieve SEL wordt berekend uit $\text{SEL}_{\text{cum}} = 10 \cdot \log(\text{aantal heislagen}) + \text{SEL}_1 \text{ slag}$).

In juni 2008 zijn door de Fisheries Hydroacoustic Working Group nieuwe interim criteria vastgesteld, nl. een piekniveau van 206 dB (peak) en een cumulatieve SEL level van 187 dB voor vis > 2 gram, en een cumulatieve SEL van 183 dB voor vis < 2 gram (http://www.dot.ca.gov/hq/env/bio/files/fhwgcriteria_agree.pdf).

In de GPB is als grenswaarde voor het optreden van sterfte van vislarven door heien tevens de waarde van 183 dB re: $1 \mu\text{Pa}^2 \text{ s}$ voor cumulatieve SEL gebruikt. Gezien de wetenschappelijke onzekerheid kan worden gesteld dat 100% sterfte bij geluidsniveaus > 183 dB re: $1 \mu\text{Pa}^2 \text{ s}$ een 'worst-case' aanname is.

Nogmaals wordt benadrukt dat de wetenschappelijke kennis t.a.v de effecten van heien op vis, en met name vislarven, vrijwel ontbreekt. Er loopt op dit moment onderzoek in opdracht van CALTRANS (<http://www.trb.org/TRBNet/ProjectDisplay.asp?ProjectID=763>) en COWRIE heeft in de zomer van 2008 een tender uitgeschreven voor de studie van de effecten van heien op vis (http://www.offshorewind.co.uk/Pages/News/Tender_Opportunities/Effects_of_pile-driving_noise_on_the_behaviour_of_marine_fish/).

Geproduceerde geluidsniveaus en verspreiding en uitdoving van het geluid bij heien

In de GPB was aangenomen dat bij heien tot op een afstand van ca 1000 m van de heillocatie de geluidsniveaus (cumulatieve SEL) de grenswaarde van 183 dB re $1 \mu\text{Pa}^2 \text{ s}$ zouden kunnen overstijgen. Dit was gebaseerd op de volgende overwegingen:

- De bronsterkte bij heien is 225 dB re $1 \mu\text{Pa}^2 \text{ s}$ (Figuur 8.1 in GPB) of hoger bij gebruik van grotere diameter heipalen;
- Bij heien voor Q7 van 4 m diameter monopiles was de SEL tot op een afstand van enkele honderden meters hoger dan 183 dB re $1 \mu\text{Pa}^2 \text{ s}$;
- Er is onzekerheid over de uitdoving van het geluid, meest waarschijnlijke aanname is een uitdoving tussen $-15\log(R)$ en $-20\log(R)$ (rapport Seamarco 1-2008);

- De SEL op 1000 meter afstand van de heillocatie overschrijdt de waarde van 187 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{ s}$ bij een bronsterkte van 247 dB en een uitdoving volgens $-20\log(R)$, en bij een bronsterkte van 232 dB met een uitdoving volgens $-15\log(R)$;
- De cumulatieve SEL zal, afhankelijk van de heifrequentie, zeker nog enkele dB hoger zijn.

Gezien de onzekerheid over de propagatie van het geluid, en mogelijke verschillen in brongeluid als gevolg van verschillen in gebruikte funderingen, is de afstand van 1000 meter aangehouden als 'worst-case' benadering.

BIJLAGE 7



TOELICHTING DOORWERKING REDUCTIE

LARVENAANVOER

In onderstaande tabel staan de reducties van de aanvoer van de vislarven in de Noordzeekustzone en Waddenzee zoals berekend met het model van Deltares en Imares (zie Prins e.a., 2008).

Hierbij zijn de volgende stappen genomen (zie ook tekst Hoofdstuk 7, paragraaf 7.1)

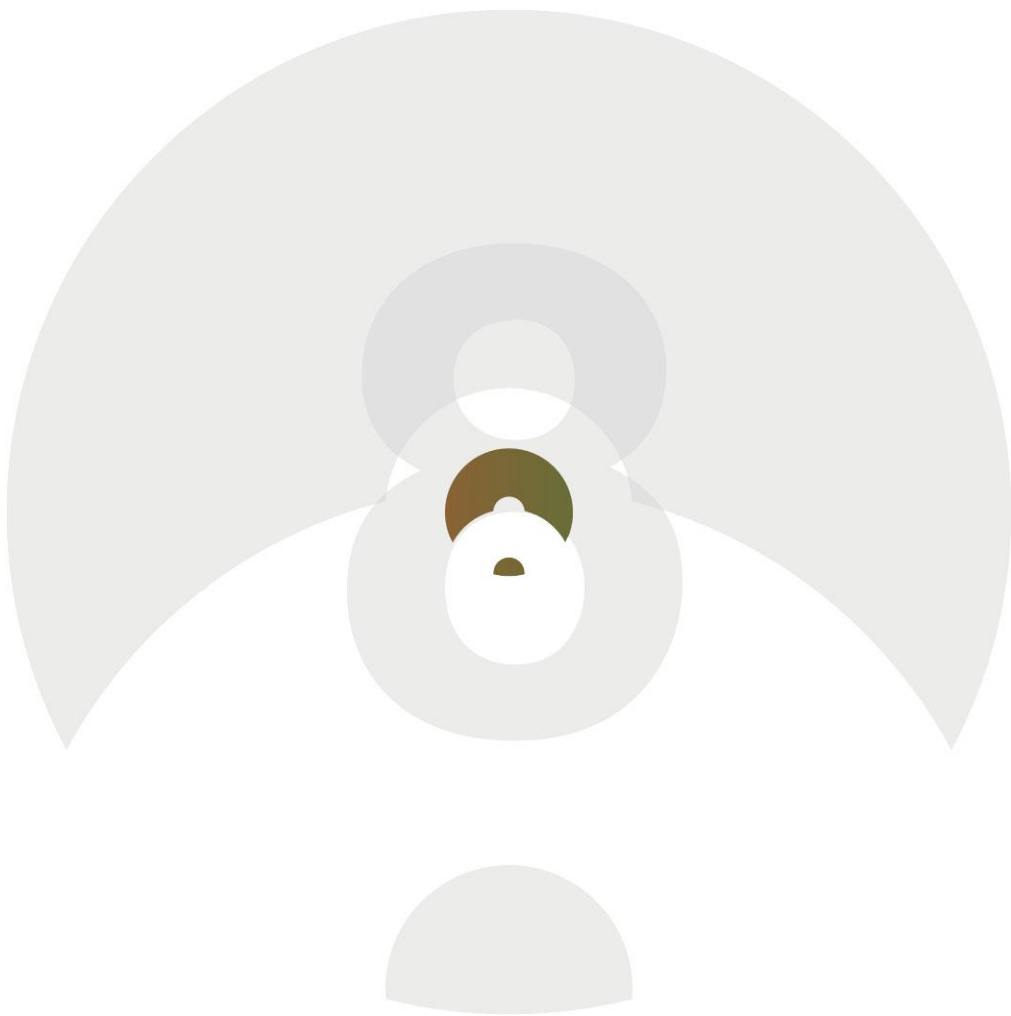
1. De reductie van de larvenaanoever zoals afkomstig uit het model is voor haring, schol en tong ingevoerd in de bovenste rij
2. Van de andere soorten is uitgegaan van een doorvertaling zoals berekend voor een van deze drie soorten, of een mengvorm ervan. Noordse zandspiering, sprot en wijting zijn doorvertaald als haring, grondels kennen geen effect, Kleine zandspiering is doorvertaald als tong, schor is doorvertaald voor 50% als haring en voor 50% als schol, bot is doorvertaald als 50% schol en 50% tong, op meerjarige soorten is geen effect aangenomen.
3. Voor de doorvertaling van larven naar juvenielen is de reductie genomen zoals uiteengezet in Tabel 7.1 van paragraaf 7.1.1.
4. De samenstelling van het voedsel is bepaald door wat de vogels en zeezoogdieren gemiddeld eten. Voor de sterns en de Kleine mantelmeeuw is uitgegaan van 35% haring, 35% Noordse zandspiering, 20% sprot en 10% kleine zandspiering. De Noordse stern eet deels vis en deels ongewervelden (50%). De gewone zeehond eet 1/3 sprot, 1/3 wijting en 1/3 meerjarige vis, de bruinvis eet de helft grondels, een kwart Noordse zandspiering, en voor het overige een kwart van een mengsel van schol, bot, schor en tong. Zie ook tabel 1 van deze bijlage
5. Voor de doorvertaling van reductie van het voedsel van de dieren naar de reproductie is een factor 0,8 genomen. Voor de uitleg zie paragraaf 7.1.2 en tabel 7.2.
6. Tot slot is het effect op de reproductie gedeeld door de gemiddelde levensverwachting van de dieren voor een schatting van het populatie-effect. Grote stern: 9 jaar, visdief: 12 jaar, Noordse stern: 13 jaar, kleine mantelmeeuw: 15 jaar, gewone zeehond (vrouwje): 20 jaar en bruinvis: 10 jaar.

Tabel 1

Q4-West															
Worst-case	Vissoort														
Reductie larven	Haring	Noordse Zandspiering	Kleine Zandspiering	Sprot	Wijting	Grondel	Schol	Tong	Bot	Schar	Meerjarige vis				
Grote stern	12,5	12,5	1,4	12,5	12,5	0,0	7,5	1,4	4,5	10,0	0,0				
Visdief	12,5	12,5	1,4	12,5	12,5	0,0	7,5	1,4	4,5	10,0	0,0				
Noordse stern	12,5	12,5	1,4	12,5	12,5	0,0	7,5	1,4	4,5	10,0	0,0				
Kl mantelmeeuw	12,5	12,5	1,4	12,5	12,5	0,0	7,5	1,4	4,5	10,0	0,0				
Zeehond	12,5	12,5	1,4	12,5	12,5	0,0	7,5	1,4	4,5	10,0	0,0				
Bruinvis	12,5	12,5	1,4	12,5	12,5	0,0	7,5	1,4	4,5	10,0	0,0				
														Populatie dynamiek Doorvertaling	
Reductie juvenielen	Haring	Noordse Zandspiering	Kleine Zandspiering	Sprot	Wijting	Grondel	Schol	Tong	Bot	Schar	Meerjarige vis	Reductie samenstelling	reproductie	Gedeeld door LV	
Grote stern	9,4	9,4	1,1	3,1	3,1	0,0	7,5	1,4	4,5	1,0	0,0	7,3	5,8	0,6	
Visdief	9,4	9,4	1,1	3,1	3,1	0,0	7,5	1,4	4,5	1,0	0,0	7,3	5,8	0,5	
Noordse stern	9,4	9,4	1,1	3,1	3,1	0,0	7,5	1,4	4,5	1,0	0,0	3,6	2,9	0,2	
Kl mantelmeeuw	9,4	9,4	1,1	3,1	3,1	0,0	7,5	1,4	4,5	1,0	0,0	7,3	5,8	0,4	
Zeehond	9,4	9,4	1,1	3,1	3,1	0,0	7,5	1,4	4,5	1,0	0,0	2,1	1,7	0,1	
Bruinvis	9,4	9,4	1,1	3,1	3,1	0,0	7,5	1,4	4,5	1,0	0,0	3,2	2,6	0,3	

Deze tabel gaat uit van de sterkst mogelijke afname zoals berekend door het larventransportmodel. Ze representeert daarmee een worst-case benadering, en geen gemiddelde. Zie ook de tekst in paragraaf 7.1.1.

BIJLAGE 8



SEMI-PERMANENTE EFFECTEN VAN EXPLOITATIE – DRAAIENDE WINDTURBINES

Onderwatergeluid door draaiende windturbines

Draaiende windturbines veroorzaken een toename in het onderwatergeluid, wat mogelijk tot effecten op vissen en zeezoogdieren kan leiden. Het inzicht in de mogelijke omvang van dit effect neemt snel toe naarmate meer ervaring met windturbineparken in het mariene milieu wordt opgedaan (met de daarbij behorende monitoringprogramma's). De beschikbare metingen van het door het gebruik van windturbines veroorzaakte geluid onder water hebben overwegend betrekking op windturbines met een relatief gering vermogen (< 2,3 MW). Het betreft metingen aan offshore windparken in de relatief ondiepe Deense en Zweedse wateren (Lindell, 2003; ISD, 2007). Uit de resultaten van diverse uitgevoerde geluidsmetingen is af te leiden dat door draaiende offshore windturbines de geluidsdruk onder water overwegend in de lagere frequenties tot ongeveer 800 Hz toeneemt (Degn, 2000; Lindell, 2003; ISD, 2007). Bij hogere frequenties is het achtergrondgeluid bepalend voor het totale geluidsdrukniveau. De door de draaiende turbines veroorzaakte laagfrequente trillingen hangen samen met de passage van de rotorbladen langs de mast, de onbalans van de rotor en de eigen trilling van de mast en golven die tegen de mast slaan. Er worden in de mast ook geluiden met hogere frequenties geproduceerd, maar die dringen slechts gedeeltelijk door onder het wateroppervlak en doven vervolgens relatief snel uit als gevolg van absorptie en verstrooiing (o.a. Richardson *et al*, 1995). Van alle mogelijke vormen van geluidsoverdracht zijn het vooral de in de gondel optredende trillingen die via de mast naar het water afstralen die verantwoordelijk zijn voor de toename van de geluidsdruk onder water (o.a. Lindell, 2003).

Bij de voorspellingen van effecten van het door de draaiende windturbines veroorzaakte geluid op vissen en zeezoogdieren zijn de volgende fysische en biologische uitgangspunten gehanteerd:

- Voor de bepaling van de bronsterkte is gebruik gemaakt van referentiegetallen voor windturbines van 2 en 2,3 MW op stalen monopalen (Horns Rev en Paludans Flak), zoals weergegeven in ISD (2007)¹. Het is niet bekend in hoeverre draaiende windturbines met een hoger vermogen (6 MW) ook tot grotere geluidsdruk niveaus onder water zullen leiden. Uit een vergelijking van metingen aan de trillingen in palen van 550 kW en 2 MW kan worden afgeleid dat een toename is te verwachten bij frequenties lager dan ongeveer 125 Hz (figuur 7 in Degn, 2000). Aan de andere kant is het zo dat de tandwielfrequenties in grotere turbines lager zijn, als gevolg waarvan de geluidsoverdracht minder efficiënt verloopt (Betke *et al*, 2004). Om, ondanks de hiervoor geconstateerde leemte in kennis, toch een inschatting van de effecten te kunnen maken van draaiende windturbines met hogere vermogens is hier (worst-case) aangenomen dat het onderwatergeluid door draaiende turbines van 6 MW ten opzichte van dat van gemeten waarden van 2 MW en 2,3 MW

¹ Van het windturbinepark Nysted zijn ook meetgegevens beschikbaar, maar deze zijn voor de Noordzee minder relevant vanwege de geringe waterdiepte (6 m) en de relatief grote afstand waarop de metingen zijn verricht (175 m).

turbines evenredig toeneemt met het vermogen². Verder is aangenomen dat de geluidsspectra vergelijkbaar zijn met die van windturbines met lagere vermogens;

- De getallen voor de verspreiding van geluid zijn afkomstig van windturbines op relatief ondiep water, waar de voortplanting van het geluid in principe anders verloopt dan op dieper water (Richardson *et al*, 1995, Hoofdstuk 4). Aangezien de geproduceerde geluiden relatief lage frequenties hebben (met relatief grote golflengtes), kunnen de diepere wateren van de Noordzee waar de windturbines worden geplaatst ook nog als 'ondiep' worden gekarakteriseerd. Verwacht kan worden dat geluidsdrukkniveaus in de iets diepere wateren van de Noordzee bij de allerlaagste frequenties wat hoger zullen zijn (vanwege de 'low frequency cut off' bij geringere waterdiepten).
- Geluid dat zich onder water voortplant, dooft op den duur uit. De afstand waarover geluid zich kan voortplanten hangt o.a. af van de frequentie van het geluid, de waterdiepte en de eigenschappen van de bodem. Hoe het geluid op de locatie van het windturbinepark zal uitdoven, is niet bekend. Beschikbare meetgegevens hebben betrekking op de resultaten van metingen op een enkele afstand (ISD, 2007), zijn te weinig representatief voor windparken op de Noordzee (Lindell, 2003) of geven geen goed beeld van maximale geluidsniveaus omdat de metingen bij relatief lage windsnelheden zijn uitgevoerd (Nedwell *et al*, 2007). Effecten op vissen en zeezoogdieren zijn daarom alleen gekwantificeerd voor een afstand van 100 m van maximaal belaste windturbines, omdat hiervoor betrouwbare meetgegevens beschikbaar zijn. Voor effecten dichterbij en verder weg van de turbines zijn kwalitatieve inschattingen gemaakt.
- Voor het bepalen van effecten op vissen en zeezoogdieren zijn de in ISD (2007) weergegeven gegevens van het offshore windpark Paludans Flak gebruikt. Hiervoor zijn de gemeten geluidsspectra bewerkt tot zogenaamde gewogen geluidsspectra, wat betekent dat de spectra zijn gecorrigeerd voor het gehoorfilter van Bruinvissen, zeehonden en vissen. Hierbij is uitgegaan van de in **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.** weergegeven audiogrammen. Voor de '0-waarde' is uitgegaan van de gehoordrempel bij de frequentie van de hoogste gevoeligheid (i.e. voor Bruinvis 100 kHz en voor zeehond tussen 5 en 31 kHz).

In ISD (2007) worden de geluidsniveaus gegeven voor windturbines van verschillend vermogen en op verschillende locaties voor de Deense en Zweedse kust. Voor alle windparken betreft het resultaten van metingen bij verschillende windsterkten (en dus door de turbine geleverde vermogens) op een afstand van ongeveer 100 m van de turbine. In

²

De relatieve toename wordt berekend door het nemen van de logaritme van het verhoudingsgetal en deze te vermenigvuldigen met 10 (vanwege de logaritmische schaal van de eenheid voor geluid). De relatieve toename van een 6 MW t.o.v. een 2 MW turbine is dus: $10 \cdot \log(6/2) = 4,8$ dB

Tabel 9.1 zijn beschrijvingen van de meetomstandigheden en enkele kenmerken van de gemeten geluidsspectra in twee windparken opgenomen.

Tabel 9.1: karakteristieken van het onderwatergeluid in de bedrijfsfase van twee windparken (naar ISD, 2007)

Windpark	Horns Rev	Paludans Flak
Type windturbine	Vestas V80, 2 MW	Bonus, 2,3 MW
Fundering	monopaal	monopaal
Waterdiepte (m)	7-8	12
Aantal gemeten spectra	5	5
Gemeten range in belasting van windturbine (%)	11-100	0-100
Max. gemeten geluidsdruk niveau op 100 m (dB re 1 μ Pa per tertsband)	118	122
(Tertsband) frequentie met max. geluidsniveau (Hz)	160	125
Geschat maximaal bronniveau op 1 m (dB re 1 μ Pa) ³	147 $\pm$ 5	153 $\pm$ 5

De resultaten van de metingen waarin per windpark het maximale geluidsdruk niveau is waargenomen, zijn weergegeven in Figuur 9.2. In de figuur zijn voor een van de windparken ook de resultaten van metingen van het achtergrondgeluid zonder draaiende windturbines gegeven. In de figuur is te zien dat voor beide windparken geldt dat op 100 m afstand van de turbine de toename van het onderwatergeluid bij relatief lage frequenties plaatsvindt. De gemeten geluidsdruk niveaus liggen bovendien in dezelfde orde van grootte. Vergelijking van de geluidsdruk niveaus met en zonder draaiende windturbines laat voor Paludans Flak zien dat de draaiende windturbines alleen bijdragen aan het geluid in frequenties lager dan circa 200 Hz. Voor het windturbinepark Horns Rev is dit ca. 400 Hz (niet in de figuur weergegeven, zie ISD, 2007).

³

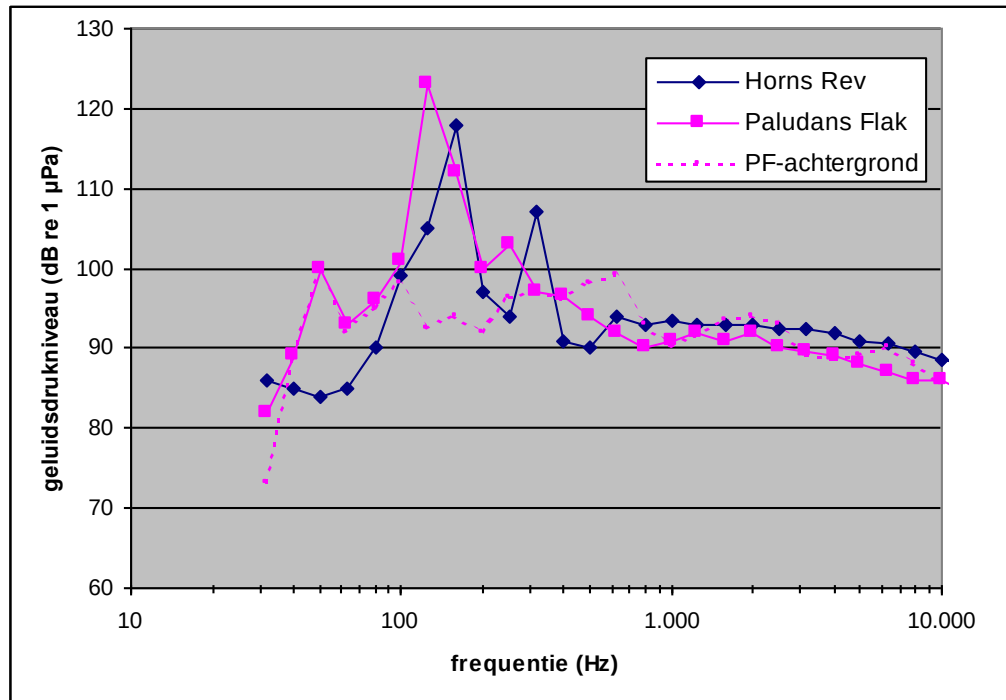
Voor afstanden van 3 tot ongeveer 10 maal de gemiddelde waterdiepte vanaf de bron kan voor een zandbodem en laagfrequent geluid (boven de cut-off frequentie) met een onzekerheid van +/- 5 dB uitgegaan worden van (Marsh & Schulkin, 1962; Ainslie, pers. med.):

$$PL = 10 * \log(H) + 10 * \log(r) ,$$

waarbij PL = propagatieverlies (dB re 1 m²), H = waterdiepte (m) en r = afstand (m).

Deze relatie is gebruikt om het bronniveau voor de parken Paludans Flak en Horns Rev te schatten (laatste regel in

Tabel 9.1).



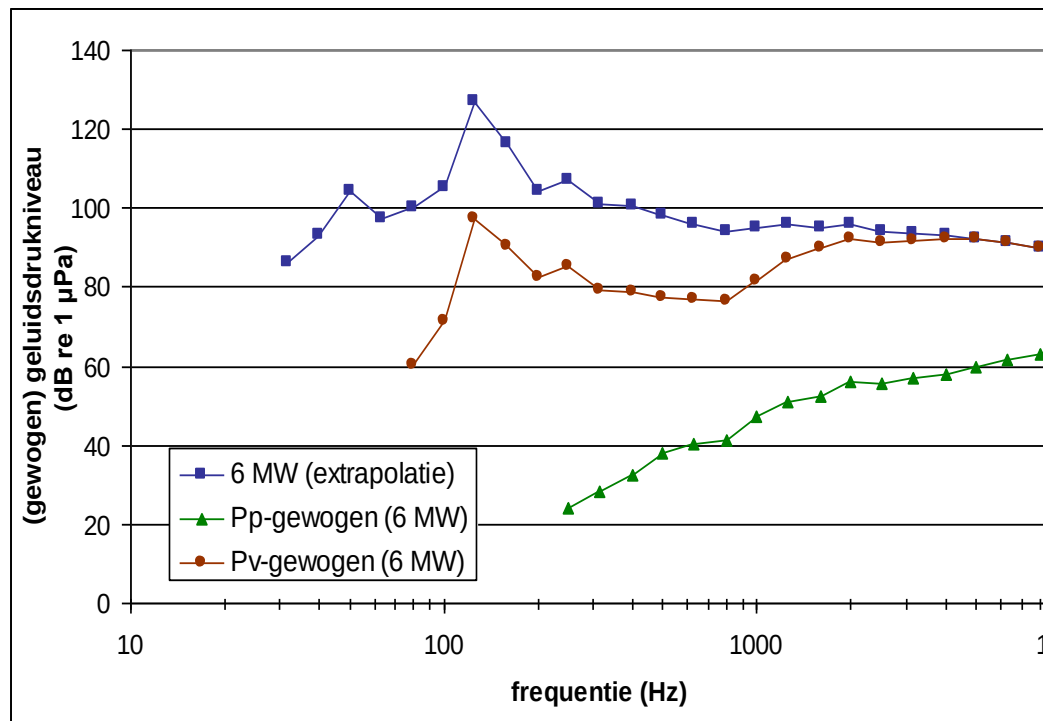
Figuur 9.2: in twee windparken gemeten, in tertsbanden weergegeven geluidsspectra; metingen op ca. 100 m van de windturbine (naar ISD, 2007); zie ook

Tabel 9.1; de gestippelde curve (PF-achtergrond) geeft het spectrum in Paludans Flak weer bij een windsnelheid van minder dan 2 m/s terwijl alle windturbines zijn uitgeschakeld.

Effecten op zeezoogdieren

Zeezoogdieren zijn gevoelig voor verstoring als gevolg van onderwatergeluid. De mate van verstoring is soortspecifiek en hangt onder andere af van geluidsstrekte, frequenties en de wijze waarop een gebied door een soort gebruikt wordt. Van de voor deze Passende Beoordeling relevante soorten zeezoogdieren zijn alleen voor de Bruinvis en de Gewone zeehond gegevens bekend over de mate waarin ze gevoelig zijn voor verstoring door onderwatergeluid. In de effectstudie is aangenomen dat de gevoeligheid van de Grijze zeehond voor verstoring door onderwatergeluid vergelijkbaar is met die van de Gewone zeehond.

Figuur 9.3 geeft de op de hiervoor beschreven wijze naar turbines van 6 MW geëxtrapoleerde geluidsspectra in tertsbanden weer, uitgaande van de op 100 m van een 2,3 MW turbine uitgevoerde metingen in windturbinepark Paludans Flak. Daarnaast zijn in deze figuur de naar de audiogrammen van Bruinvis en Gewone zeehond gewogen geluidsspectra in tertsbanden voor het geluid van 6 MW turbines weergegeven. In de figuur is duidelijk te zien dat Bruinvissen in het frequentiebereik waarbinnen de geluidsdrumniveaus als gevolg van draaiende windturbines zijn verhoogd aanzienlijk minder gevoelig zijn dan zeehonden (de groene lijn ligt veel lager dan de bruine).



Figuur 9.3: op metingen in het windpark Paludans Flak gebaseerde ongewogen en audiogram gewogen geluidsspectra op 100 m van de windturbine; frequentie in tertsbanden; Pp = Bruinvis (*Phocoena phocoena*); Pv = Gewone zeehond (*Phoca vitulina*)

Eventuele effecten als gevolg van het door draaiende windturbines veroorzaakte onderwatergeluid op het gedrag van Bruinvissen en zeehonden zijn ingeschat door de gewogen tertsband spectra tussen de (tertsband)frequenties van 31,5 en 10.000 Hz (Tabel 9.2) te sommeren ⁴ en te vergelijken met door Kastelein *et al.* (2008) voorgestelde gewogen grenswaarden.

Zowel voor Bruinvissen als voor zeehonden ligt het niveau onder het niveau waarbij vermijdingsgedrag kan worden verwacht. Dit betekent dat Bruinvissen en zeehonden windturbines tot op een afstand van 100 m zullen naderen zonder een gedragsverandering te vertonen. Op grond van de beschikbare gegevens kan niet worden bepaald welke afstand de twee soorten minimaal tot draaiende windturbines zullen bewaren, omdat meetgegevens van 100 m niet zonder meer te extrapoleren zijn naar bronniveaus.

⁴

Omdat is gesommeerd tot 10.000 Hz wordt een aanzienlijk deel van het achtergrondgeluid meegeteld in het berekende breedband geluiddrukkniveau.

Tabel 9.2: geschatte, naar audiogram gewogen breedband geluidsniveaus (31,5 – 10.000 Hz) op een afstand van 100 m van een draaiende, maximaal belaste windturbine (6 MW) in vergelijking met grenswaarden voor tijdelijke gehoorbeschadiging (TTS) en mijdingsgedrag bij Bruinvis en Gewone zeehond; geluidsniveau in dB re 1 μ Pa

	Breedband gewogen geluidsniveau op 100m van een draaiende windturbine	Temporary Threshold Shift ¹	Reactiegrens ('avoidance') ¹
Bruinvis	71	135	97 ²
Gewone zeehond	103	145	105

¹ grenswaarden overgenomen uit Kastelein *et al.*, 2008; waarden zijn gewogen naar een, niet in de publicatie weergegeven audiogram

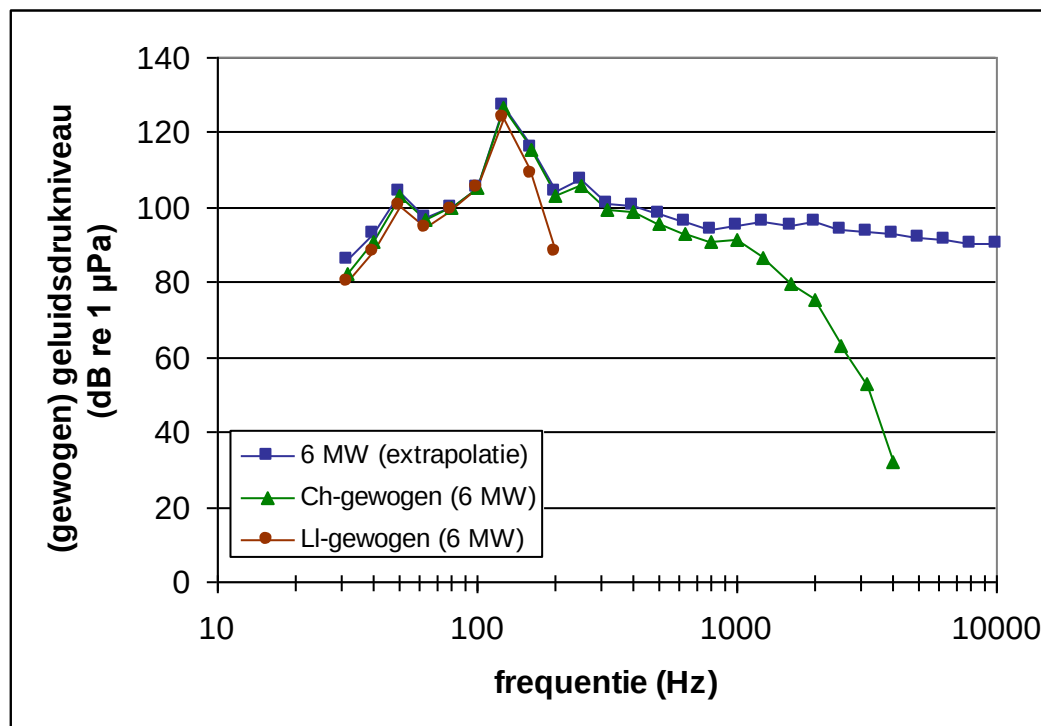
² Er is gekozen voor de laagste van de twee door Kastelein *et al.* (2008) gegeven waarden (worst-case).

Effecten op vissen (prooidieren voor zeezoogdieren)

Hoewel vissen minder gevoelig voor onderwatergeluid zijn dan zeezoogdieren, is hun gevoeligheid het grootst bij relatief lage frequenties van 30 Hz tot ongeveer 1 kHz. Dit betekent dat de meeste vissen de geluiden die door draaiende windturbines worden gegenereerd relatief goed kunnen horen. Op vergelijkbare wijze als hiervoor voor Bruinvissen en zeehonden is gedaan, is in Figuur 9.4 de gevoeligheid van Haring (gehoorspecialist) en schar (gehoorgeneralist) voor het geluid van draaiende, maximaal belaste windturbines (6 MW) weergegeven. Uit de figuur is af te leiden dat de maximale gevoeligheid van deze twee voorbeeldsoorten in hetzelfde frequentiebereik ligt als het van de windturbines afkomstige geluid. De soorten verschillen in het frequentiebereik van hun gehoor (haring heeft een groter bereik) en de hoogte van de gehoordrempel, die bij schar hoger is (zie audiogrammen in **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**).

Voor een inschatting van het effect van draaiende windturbines op vissen is het ongewogen⁵ spectrum tussen de (tertsband)frequenties van 31,5 en 10.000 Hz gesommeerd en vergeleken met de door Kastelein *et al.* (2008) afgeleide waarden voor een theoretische vissoort in de Noordzee (Tabel 9.3). Op 100 m van een maximaal belaste turbine ligt het breedbandgeluidsniveau boven het geluidsniveau waarbij volgens Kastelein *et al.* (2008) een schrikreactie optreedt. Het ligt echter ruim onder het niveau waarbij tijdelijke doofheid optreedt (TTS). Dit betekent dat relatief goed horende vissen als de Haring het geluid van de turbine op deze afstand zeker zullen horen en het gebied mogelijk zelfs zullen mijden. Ook Thomsen *et al.* (2006) komen tot de conclusie dat gehoorgeneralisten als schar en zalm het geluid tot op 1 kilometer van de draaiende turbines kunnen horen (i.e. het komt boven de achtergrond uit) en dat dat voor kabeljauw en Haring zo'n 4-5 kilometer is. Zij geven daarbij echter aan dat dit voor de Oostzee geldt waar het achtergrond geluidsniveau waarschijnlijk een stuk lager ligt dan in de Noordzee. In de Noordzee ligt de gehoorsafstand dus mogelijk dichterbij de turbines.

⁵ Voor de Haring, de gevoeligste Noordzee soort waarvan gegevens beschikbaar zijn, maakt het niet uit omdat bij deze soort over de hele breedte van het windturbinegeluid het gehoor op zijn gevoeligst is. Kastelein *et al.* (2008) geven uitsluitend ongewogen geluidsniveaus.



Figuur 9.4: op metingen in het windturbinepark Paludans Flak gebaseerde ongewogen en audiogram gewogen geluidsdruk niveaus in tertsbanden op 100 m van de windturbine; Ch = Haring (*Clupea harengus*); LI = schar (*Limanda limanda*)

Tabel 9.3: geschat breedband geluidsniveaus (31,5 – 10.000 Hz) op een afstand van 100 m van een draaiende, maximaal belaste windturbine (6 MW) in vergelijking met grenswaarden voor tijdelijke doofheid (TTS) en het optreden van een schrikreactie bij vissen; geluidsniveau in dB re 1 µPa

	Breedband (ongewogen) geluidsniveau 100m van draaiende windturbine	Temporary Threshold Shift*	Schrikreactie*
Gehoorspecialist (bijv. Haring)	128	155	120

* grenswaarden voor series van laag frequente geluidspulsen, overgenomen uit Kastelein *et al*, 2008; grenswaarden voor continu geluid liggen mogelijk iets lager.

De gehoorsafstand zegt echter nog niets over een eventuele gedragsrespons bij vissen. Wahlberg & Westenberg (2005) schatten dat vissen pas op een afstand van 4 m van draaiende windturbines worden afgeschrikt. Dit zou betekenen dat een relatief gering deel van het windturbinepark door vissen zal worden gemeden. Daarnaast is in de Bio-wind studie gevonden dat sommige vissoorten juist worden aangetrokken door de beschikbaarheid van prooi op en rondom de funderingen van de windturbines (Judd *et al*, 2003). Het door de betreffende windturbines geproduceerde geluid wordt dus blijkaar niet als hinderlijk ervaren. Uit de resultaten van monitoring in de Deense

windturbineparken Horns Rev en Nysted zijn geen verschillen gebleken tussen de samenstelling van de visgemeenschappen binnen en buiten de windturbineparken. Dit zou betekenen dat de in deze wateren voorkomende vissoorten de windturbineparken blijkbaar niet mijden (DONG Energy, 2006). Tot de aangetroffen soorten behoorde ook de relatief gevoelige Haring.

BIJLAGE 9



Notitie

Aan

Eric Arends (Pondera Consult)

Van

Dr. ir. C.A.F. de Jong

Kopie aan

Floor Heinis (HWE)

Onderwerp

Berekeningen en advies onderwatergeluid voor heiwerkzaamheden Offshore Windpark Q4-West (projectnr. 052.03195)

Technical Sciences

Oude Waalsdorperweg 63
2597 AK Den Haag
Postbus 96864
2509 JG Den Haag

www.tno.nl

T +31 88 866 10 00

F +31 70 328 09 61

infodesk@tno.nl

Datum

6 april 2013

Onze referentie

TNO-060-DHW-2013-00852

E-mail

christ.dejong@tno.nl

Doorkiesnummer

+31 88 866 80 34

Doorkiesfax

+31 88 866 65 75

1 Inleiding

In opdracht van Pondera Consult BV is een schatting gemaakt van het onderwatergeluid zoals dat mogelijk op zal treden tijdens de heiwerkzaamheden voor de offshore windturbines in het offshore windpark Q4-West.

Dit memorandum beschrijft de aanpak en geeft de resultaten van de berekeningen in de vorm van onderwatergeluidkaarten en grafieken, waarin de totale geluidbelasting gedurende het heien voor één paal is weergegeven. De berekende geluidbelasting wordt vergeleken met op dit moment beschikbare grenswaarden waarboven het geluid effect zou kunnen hebben op bruinvissen en zeehonden.

Bij het beoordelen van de berekende effectafstanden dient rekening gehouden te worden met de vele onzekerheden in berekeningen en grenswaarden. De berekeningsresultaten geven een indicatie van de orde van grootte van de afstanden tot de heipaal waarop het onderwatergeluid kan leiden tot verstoring, vermijdingsgedrag of fysiologische effecten.

2 Inhoud

- 1 Inleiding
- 2 Inhoud
- 3 Aanpak
- 4 Bronsterkte van het heigeluid
- 5 Heiscenario
- 6 Omgevingsparameters
- 7 Drempelwaarden voor effecten op bruinvissen en zeehonden
- 8 Berekeningen en resultaten
- 9 Onderwatergeluidkaarten (vermijdingsgedrag bij bruinvis en zeehond)
- 10 Cumulatieve blootstelling (TTS en PTS bij bruinvis en zeehond)
- 11 Onzekerheden
- 12 Conclusie
- 13 Referenties
- A Schaal voor de ernst van gedragsbeïnvloeding [Southall et al 2007]
- B Geluidverspreidingskaarten (enkele klap)
- C Geluidverspreidingsgrafieken (cumulatief)

3 Aanpak

De onderwatergeluidkaarten zijn gemaakt met behulp van de huidige versie van het TNO rekenmodel AQUARIUS, dat is gebaseerd op de benaderingsmethode die is beschreven in [Weston 1971, 1976]. Dit model berekent de ruimtelijke verspreiding van het geluid, op basis van gegevens over de geluidbron, de bathymetrie, het sediment en de windsterkte.

De 'Ad-hoc European working group on Terminology for Underwater Sound' [AETUS 2011] kwam in 2011 tot de conclusie dat het waarschijnlijk niet mogelijk is om een bruikbare definitie van een akoestische bronniveau ('Source Level') van offshore heiwerkzaamheden te formuleren. De modellering van de onderwatergeluidverspreiding bij offshore heiwerkzaamheden is nog in ontwikkeling. Het onlangs door TNO ontwikkelde hybride model [Zampolli 2013] waarmee het heigeluid wordt berekend uit gedetailleerde gegevens van heipaal, heihamer en omgeving is nog niet gereed en heeft nog nadere validatie.

Om toch een schatting van de geluidverspreiding te kunnen geven nemen we hier voorlopig aan dat we het Aquarius-model kunnen gebruiken om het geluidveld vanuit de bestaande meetdata op afstand van de paal te extrapoleren naar grotere afstanden. Hoewel het Aquarius-model nog niet experimenteel gevalideerd is voor de geluidverspreiding van heigeluid over afstanden groter dan ca. 5 km (de maximale meetafstand in [de Jong & Ainslie 2012]), levert dit model naar verwachting een realistischer schatting van de geluidverspreiding dan modellen die geen rekening houden met de frequentie van het geluid, de bathymetrie, het sediment en de windsterkte.

4 Bronsterkte van het heigeluid

Op het moment liggen voor Q4-West twee alternatieven voor:

1. 70 V112 turbines met een paaldiameter van 4,2 meter
2. 40 V164 turbines met een paaldiameter van 6,2 meter.

De definitieve gegevens over het heiproces (type hamer, slagenergie) voor Q4-West zijn op dit moment nog niet bekend.

We gaan er van uit dat het heigeluid zoals gemeten bij het Prinses Amaliawindpark (Q7) [de Jong & Ainslie 2012] als maatgevend mag worden beschouwd voor het heien voor het eerste alternatief, omdat de paaldiameter en de omgeving sterk overeenkomen. Met behulp van het Aquarius model is in [Ainslie et al 2012] een schatting gemaakt van het propagatieverlies PL van het geluid van een puntbron, midden in de waterkolom op de heilocatie, naar de verschillende meetlocaties voor Q7 (21 m waterdiepte, 'medium sand' sediment, 4,5 m/s wind op 10 m hoogte). Door het berekende propagatieverlies (PL) bij de gemeten geluidbelasting (SEL) op te tellen is een schatting gemaakt van de spectra van een energiebronsterkte $SL_E = SEL + PL$ [TNO 2012] per heiklap voor de verschillende meetpunten. De maximale 'envelope' van deze schattingen (Figuur 1) wordt hier gebruikt als input voor de Aquarius berekening van de geluidverspreiding bij het heien voor Q4-West. De over de frequentiebanden gesommeerde SL_E per heiklap is 221 dB re $1 \mu Pa^2 s m^2$. De laagste schattingen van de SL_E uit de diverse meetpunten bij Q7 is 215 dB re $1 \mu Pa^2 s m^2$.

Datum

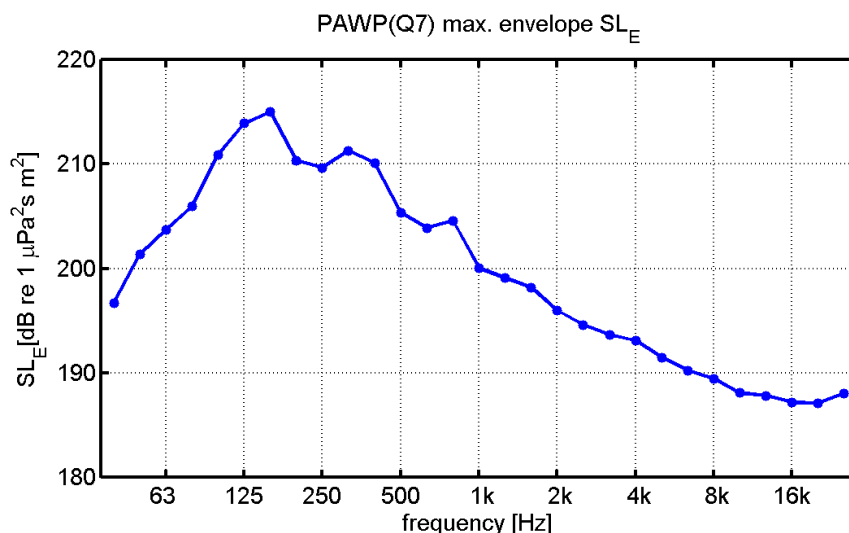
6 april 2013

Onze referentie

TNO-060-DHW-2013-00852

Blad

3/26



Figuur 1 Geschatte bovengrens voor het energie bronniveau spectrum (1/3-octaf) voor het heigelluid, gebaseerd op de meetresultaten van Q7 (zie de tekst).

Naar verwachting zal de bij de twee alternatieve fundaties voor Q4-West toegepaste heiklapenergie groter zijn dan de 800 kJ die bij Q7 is toegepast. Op basis van overleg met aannemersbedrijf Van Oord schat Pondera Consult dat de maximale klapenergie voor alternatief 1 ongeveer 1200 kJ wordt en voor alternatief 2 1900 kJ. Aannemend dat een vast percentage van de klapenergie wordt omgezet in geluidenergie, zou het energiebronniveau bij een veronderstelde klapenergie van 1200 kJ en 1900 kJ daardoor respectievelijk 2 dB en 4 dB groter¹ zijn. Bij gebrek aan meetgegevens nemen we voorsnag aan dat de spectrale verdeling niet verandert.

5 Heiscenario

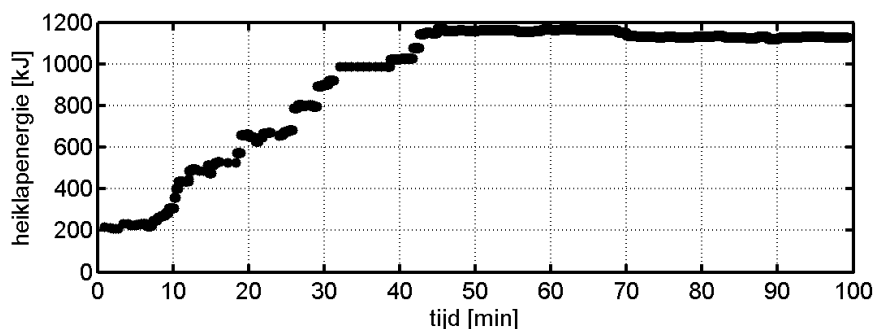
Voor de berekening van de cumulatieve blootstelling gaan we uit van een realistisch heiscenario, zoals aangeleverd door Pondera Consult op basis van gegevens van aannemersbedrijf Van Oord.

Gestart wordt met een periode waarin de paal goed gepositioneerd wordt. Hiervoor wordt na enkele klappen op laag energieniveau gekeken of alles goed gaat. Na een bepaalde penetratiediepte (bijvoorbeeld 5 meter) kan een paal niet meer bijgesteld worden. Na deze ongeveer eerste 10 minuten, wordt de frequentie en hei-energie in een periode van circa 20 minuten opgevoerd tot maximaal 90% van het volle vermogen. In deze periode komen nog momenten van niet heien voor tbv controles. Daarna wordt vrijwel continu door geheid tot de paal de gewenste diepte heeft bereikt, na een totaal van ongeveer 3500 heiklappen.

Voor de berekeningen zijn gegevens gebruikt van het heien van een windturbine-fundatie voor het Teesside park in het Verenigd Koninkrijk. De waterdiepte (20 m)

¹ De toename van de energie met een factor komt overeen met een toename van het energieniveau met respectievelijk $10\log_{10}(1200/800) \approx 2$ dB en $10\log_{10}(1900/800) \approx 4$ dB.

en paaldiameter (4,6 m) bij dit project worden geacht voldoende representatief te zijn voor Q4-West. Figuur 2 toont het scenario. Elke zwarte stip correspondeert met een heiklap. Het totale aantal klappen is 3500. Voor alternatief 2 is hetzelfde scenario toegepast, waarbij de energie voor elke klap is geschaald met een factor 1900/1200.



Figuur 2 Scenario voor het verloop van de klapenergie als functie van de tijd gedurende het heien, gebaseerd op door aannemersbedrijf Van Oord aangeleverde gegevens van een fundatie voor een windturbine in het Teesside (VK) park.

6 Omgevingsparameters

De geluidverspreiding is in eerste instantie uitgerekend voor scenario's waarbij uit voorzorg waarden van omgevingsparameters zijn gekozen die leiden tot een reële overschatting van het geluid. Deze parameters zijn samengevat in Tabel 1. De onzekerheden in de modellering worden besproken in §11.

Waterdiepte bij heipaal	22 m
Bodem type [Ainslie 2010]	'medium sand'
Bodem geluidsnelheid	1785 m/s
Bodem dichtheid	2086 kg/m ³
Bodem absorptie	0,88 dB/golflengte
Zeewater geluidsnelheid	1490 m/s
Zeewater dichtheid	1000 kg/m ³
Windsnelheid (10 m hoogte)	0 m/s c.q. 6,5 m/s

Tabel 1 omgevingsparameters voor de propagatieberekeningen

Wind boven zee verstoort het wateroppervlak, waardoor geluid verstrooid en geabsorbeerd wordt. Daardoor neemt het propagatieverlies toe bij toenemende windsnelheid. Dat effect is vooral merkbaar bij windsnelheden (op 10 m boven het wateroppervlak) groter dan 3 tot 4 m/s. Bij de berekening van de geluidverspreiding wordt daarom uitgegaan van twee windsnelheden:

- 0 m/s, als 'worst case';
- de gemiddelde windsnelheid in de maanden juli, augustus en september (de beoogde hei-maanden) op de beoogde planlocatie. Voor Q4-West is deze gelijk aan 6,5 m/s.

7 Drempelwaarden voor effecten op bruinvissen en zeehonden

De berekening van de geluidverspreiding heeft als doel in te kunnen schatten hoeveel bruinvissen en zeehonden effecten kunnen ondervinden van de geluidbelasting tijdens het heien. Dat aantal hangt samen met het voorkomen van dieren binnen een afstand tot de heipaai waarbinnen het blootstellingsniveau een drempelwaarde overschrijdt waarbij die effecten mogelijk optreden. In dit memorandum beperken we ons tot de berekening van die afstand.

In navolging van [Southall et al 2007] onderscheiden we gedragseffecten en fysiologische effecten (TTS: tijdelijke verhoging van de gehoordrempel en PTS: permanente verhoging van de gehoordrempel) ten gevolge van onderwatergeluid. Voor beide typen effecten worden in [Southall et al 2007] drempelwaarden voorgesteld, maar zijn uit onderzoek in Nederland en Duitsland ook recentere gegevens beschikbaar, die meer specifiek toepasbaar zijn voor de bruinvissen en zeehonden in de Noordzee. De te hanteren drempelwaarden zijn in februari-maart 2013 op basis van consensus gekozen in een door Rijkswaterstaat (RWS) georganiseerde werkgroep 'onderwatergeluid'.

Gedragbeïnvloeding

Dieren kunnen op allerlei manieren reageren op onderwatergeluid en die reactie zal niet alleen afhangen van de karakteristieken van het geluid, maar ook van de omstandigheden (de 'context') waarin het waargenomen wordt. Niet alle reacties zijn ecologisch relevant. Het is dan ook vrijwel ondoenlijk om absolute criteria vast te stellen die aangeven of de blootstelling aan onderwatergeluid tot ecologische risico's leidt. In [Southall et al 2007] wordt een schaal voorgesteld voor de ernst van de verstoring, waarmee verschillende waarnemingen van gedragsbeïnvloeding met elkaar vergeleken kunnen worden.

In een aantal gevallen lijkt er volgens [Southall et al 2007] een relatie te zijn tussen de waarde op deze schaal en het ontvangen geluiddrukkniveau (Sound Pressure Level, SPL). Voor impulsgeluid hangen SPL ('het niveau van de over de pulsduur gemiddelde kwadratische geluiddruk') en SEL ('het niveau van de over de pulsduur geïntegreerde kwadratische geluiddruk') samen volgens: $SPL = SEL - 10\log(t_{90}/1s)$, waarbij t_{90} de pulsduur in seconden is. Het AQUARIUS model geeft geen inzicht in het verloop van de pulsduur als functie van de afstand tot de bron. Het berekent de verspreiding van het heigeluid in termen van de SEL. SEL lijkt ook de beste maat voor de hoorbaarheid van impulsgeluid waarbij de pulsduur korter is dan de integratietijd van het gehoor [Kastelein et al 2012c]. Daarom wordt hier voorgesteld om voor gedragsbeïnvloeding een drempelwaarde in termen van de waargenomen SEL_{SS} te hanteren, eventueel gewogen voor de frequentiegevoeligheid van de diersoort ('weighted single-strike sound exposure level' $SEL_{SS,W}$ [AETUS 2011]).

In de RWS werkgroep is gekozen voor drempelwaarden voor vermijdingsgedrag, dus niveau 6 en hoger op de schaal uit [Southall et al 2007], zie Appendix A (p.18).

Bruinvis (*Phocoena phocoena*)

Tijdens de RWS werkgroep vergadering gaf Ron Kastelein (Seamarco, 2013) aan dat bij een recente en nog ongepubliceerde studie vermijdingsgedrag van een bruinvis is waargenomen bij blootstelling aan in het Seamarco bassin afgespeeld heigeluid bij $SPL_{SS} \approx 142\text{-}148$ dB re $1 \mu Pa^2$. Bij een typische pulsduur van 100 ms [de Jong & Ainslie 2012] komt dat overeen met $SEL_{SS} \approx 132\text{-}138$ dB re $1 \mu Pa^2 s$. Op basis van deze informatie is gekozen voor een (ongewogen) drempelwaarde $SEL_{SS} = 136$ dB re $1 \mu Pa^2 s$ voor vermijdingsgedrag bij de bruinvis.

Deze in laboratoriumomstandigheden gemeten drempelwaarde stemt in orde van grootte globaal overeen met een suggestie uit veldwaarnemingen, beschreven in [Diederichs et al 2010]: “... bis zu einer maximalen Entfernung von 16,4 km ... Das ist die weiteste Distanz, bis zu der ein Effekt festzustellen war, ... Der Schallpegel während der Rammarbeiten liegt ... bei ca. 135-140 dB, kann aber kaum genauer angegeben werden, da aus dieser Entfernung keine Messwerte vorliegen.”

Gewone zeehond (*Phoca Vitulina*)

In het ‘Shortlist Wind’ rapport van Seamarco [Kastelein et al 2011] wordt de volgende beschrijving gegeven van een observatie van het gedrag van zeehonden bij blootstelling aan in het bassin afgespeeld heigeluid:

“One of the seals swam away from the sound source during the first two sessions, and hauled out at a 2 dB higher level. The other seal did not swim away from the transducer when the pile driving sounds were played back, which demonstrates individual variation between animals in behavioral reactions to sounds.”

De heigeluidpulsen werden in deze studie afgespeeld bij een niveau $SEL_{SS} = 140$ dB re $1 \mu Pa^2 s$. Dat betekent dat één van de twee zeehonden duidelijk vermijdingsgedrag toonde bij $SEL_{SS} = 142$ dB re $1 \mu Pa^2 s$. In de RWS werkgroep werd besloten om uit te gaan van een drempelwaarde $SEL_{SS,W} = 145$ dB re $1 \mu Pa^2 s$, omdat maar één van de twee zeehonden reageerde. Hier is gekozen voor een frequentie gewogen waarde, omdat bij de drempelwaarden voor fysiologische effecten bij de zeehond wordt uitgegaan van gewogen geluidniveaus. Het toepassen van [Southall et al 2007] M_{pw} -weging (‘M-weighting for pinnipeds in water’) heeft overigens geen grote invloed voor heigeluid.

Fysiologische effecten (TTS/PTS)

Er zijn inmiddels diverse publicaties [Lucke et al 2009, Kastelein et al 2012] waarin wordt aangetoond dat blootstelling aan onderwatergeluid kan leiden tot een tijdelijke gehoordrempelverhoging (Temporary Threshold Shift, TTS) of permanente gehoordrempelverhoging (Permanent Threshold Shift, PTS) bij bruinvissen en zeehonden.

Op basis van de uitgangspunten zoals die in [Southall et al 2007] gehanteerd worden gaan we uit van de volgende definities:

- ‘**TTS-onset**’: bij blootgestelde dieren wordt op 1 tot 4 minuten na de blootstelling bij enige frequentie een verhoging van de gehoordrempel met 6 dB gemeten.

- **'TTS(1 uur)'**: bij blootgestelde dieren wordt op 1 tot 4 minuten na de blootstelling bij enige frequentie een verhoging van de gehoordrempel met 18 dB gemeten.
- **'PTS-onset'**: bij blootgestelde dieren wordt op 1 tot 4 minuten na de blootstelling bij enige frequentie een verhoging van de gehoordrempel met 40 dB gemeten.

Datum

6 april 2013

Onze referentie

TNO-060-DHW-2013-00852

Blad

7/26

Volgens [Southal et al 2007, p. 423] kan een gehoordrempelverhoging die na een langere periode (in de orde van weken) nog bestaat 'PTS' genoemd worden. Om in een vroegtijdig stadium een uitspraak te kunnen doen over het optreden van PTS wordt, op basis van de kennis over gehoorbeschadiging bij mensen en landzoogdieren, aangenomen [Southal et al 2007, p. 437] dat er een grote kans is op een 'permanente' beschadiging bij een initiële drempelverhoging van 40 dB of meer. Dat verklaart de hier gehanteerde definitie van **PTS-onset**.

Een tijdelijke gehoordrempelverhoging zal, nadat de blootstelling is gestopt, geleidelijk herstellen. Meetgegevens [Kastelein et al 2012-2013, Lucke et al 2009] tonen een initiële trend van het herstel met ongeveer $-10\log_{10}(t/1 \text{ min})$, waarbij t de tijdsduur na de blootstelling is. Dat betekent dat een na 4 minuten gemeten gehoordrempelverhoging van 6 dB (TTS-onset) na ongeveer 16 minuten volledig hersteld zal zijn. Een na 4 minuten gemeten gehoordrempelverhoging van 18 dB zal na ongeveer 1 uur teruggebracht zijn tot 6 dB. We definiëren hier **TTS(1 uur)**, tamelijk arbitrair, als aanvullende indicator van tijdelijke gehoordrempelverhoging.

De relatie tussen de blootstellingsdosis en gehoordrempelverhoging hangt af van diverse parameters van het geluid en van het gehoor:

- Net zoals de hoorbaarheid van signalen is de door blootstelling veroorzaakte drempelverhoging afhankelijk van de signaalgewicht, dus o.a. van frequentie-inhoud en duur van het signaal.
- De frequentie waarbij de drempelverhoging optreedt hangt samen met de frequentie van de blootstelling. Bij bruinvis en zeehond treedt ten gevolge van blootstelling aan continu geluid en sonarsignalen de grootste gehoordrempelverhoging op bij de blootstellingsfrequentie [Kastelein et al 2012 & 2013].
- De drempelverhoging bouwt geleidelijk op gedurende de blootstelling en neemt geleidelijk af nadat de blootstelling is gestopt. Dus het moment waarop de gehoordrempel wordt gemeten is van belang voor de beoordeling.
- Periodieke blootstelling aan geluid gaat gepaard met herstel van de drempelverhoging in de periodes tussen de blootstelling door [Kastelein et al 2013]. Het totale effect zal daardoor afhangen van de 'duty cycle' (het percentage van de totale blootstellingsduur waarin het geluid optreedt).

Als akoestische 'dosis' die leidt tot TTS of PTS gebruiken we de over het gehele heiproces van één paal gesommeerde cumulatieve SEL_{CUM} .

- Het is aannemelijk dat er een grenswaarde voor SEL_{SS} zal zijn waaronder blootstelling niet zal dragen aan de gehoordrempelverhoging ('effective quiet' [Ward et al 1976]), maar bij gebrek aan kwantitatieve informatie over deze grenswaarde voor zeezoogdieren is dit effect hier niet meegenomen.

- Vooralsnog ontbreekt ook de kwantitatieve informatie om rekening te kunnen houden met een eventueel herstel van het gehoor tussen de heiklappen door, dus daar is in de berekeningen geen rekening mee gehouden. Uit de resultaten van recente studies [Kastelein 2013] waarbij een bruinvis is blootgesteld aan sonar sweeps (2-1 kHz in 1 s) bij verschillende 'duty cycles' blijkt dat herstel van het gehoor mogelijk kan leiden tot een verhoging van de SEL_{CUM} drempelwaarde voor TTS-onset (6 dB na 1-4 minuten) met 4 tot 8 dB. Het is niet duidelijk of een dergelijke verhoging ook zal gelden voor blootstelling aan periodieke heigeluiden, maar het verwaarlozen van dit effect kan mogelijk leiden tot een overschatting van de effectafstanden.

Datum

6 april 2013

Onze referentie

TNO-060-DHW-2013-00852

Blad

8/26

In [Southall et al 2007, p.442] wordt uit een geschatte toename van het niveau van TTS ('growth rate 2,3 dB shift / dB exposure for pulse sounds') bij toenemende blootstelling (SEL_{CUM}) afgeleid dat PTS op zou kunnen treden boven een SEL_{CUM} drempelwaarde die 15 dB boven de drempelwaarde voor TTS-onset ligt. Dat is indirect, maar bij gebrek aan echte gegevens over PTS is dit een bruikbaar principe. Bij dezelfde groei ligt de drempelwaarde voor TTS(1 uur) 5 dB boven de drempel voor TTS-onset.

Vluchtscenario

Bij het bepalen van de SEL_{CUM} houden we rekening met de gevolgen van het mogelijke vermijdingsgedrag van de dieren. Daarbij hanteren we een in de RWS werkgroep vastgesteld scenario, dat een realistische 'worst case' simuleert. Omdat de ontvangen geluidsniveaus nabij het wateroppervlak overal lager zijn dan de geluidsniveaus op grotere diepte gaan we er van uit dat alle dieren zich bij aanvang van het heien op een vaste positie op 1 m van de bodem bevinden. Aangenomen wordt dat de dieren na het waarnemen van de tweede klap voldoende informatie hebben verzameld om op het geluid te reageren. Vanaf klap 3 bevinden alle dieren zich in de berekeningen op dezelfde locatie als bij de eerste twee klappen, maar dan op 1 m van het wateroppervlak. Vanaf die derde klap vluchten de blootgestelde dieren van de paal weg, met een constante snelheid en op een constante diepte, zo lang de ontvangen SEL_{SS} boven de drempelwaarde voor vermijdingsgedrag valt. Vanaf het moment dat de ontvangen SEL_{SS} beneden de drempelwaarde voor vermijdingsgedrag valt blijven de dieren stationair. De SEL_{CUM} hangt daarmee af van de positie waar het dier zich bevindt bij de aanvang van het heien.

De zwemsnelheden waarmee de dieren vluchten zijn binnen de RWS werkgroep besproken en vastgesteld. Ze zijn gebaseerd op een gezamenlijke interpretatie van gegevens uit diverse publicaties uit de wetenschappelijke en 'grijze' literatuur.

Bruinvis (*Phocoena phocoena*)

Bij blootstelling van een bruinvis aan impulsgeluid van 'airgun' [Lucke et al 2009] bleek dat TTS werd waargenomen bij aanzienlijk lagere blootstellingsniveaus dan de in [Southall et al 2007] voorgestelde drempelwaarde voor TTS bij de groep van tandwalvissen ('high frequency cetaceans') waarbij de bruinvis is ingedeeld. Uit voorzorg stellen we voor de niveaus waarbij TTS werd waargenomen in [Lucke et al 2009] te gebruiken als drempelwaarde voor de beoordeling van de berekende

blootstelling van bruinvissen aan heigeluid. Lucke's blootstellingsniveaus zijn uitgedrukt in de ongewogen SEL_{SS} van een enkele puls. Ook uit voorzorg stellen we voor om de drempelwaarden voor TTS te hanteren voor de cumulatieve ongewogen SEL_{cum} , gesommeerd over alle pulsen waaraan een dier wordt blootgesteld gedurende het heien van één fundatiepaal.

Datum

6 april 2013

Onze referentie

TNO-060-DHW-2013-00852

Blad

9/26

Op basis van de bovenstaande overwegingen hanteren we voor de bruinvis als drempelwaarde voor TTS-onset: $SEL_{CUM} = 164$ dB re $1 \mu Pa^2 s$.

Voor PTS-onset hanteren we, in navolging van [Southall et al 2007], een drempelwaarde die 15 dB boven de drempelwaarde voor TTS ligt. Dus voor de bruinvis hanteren we als drempelwaarde voor PTS: $SEL_{CUM} = 179$ dB re $1 \mu Pa^2 s$.

In de berekeningen veronderstellen we dat bruinvissen vluchten met een zwemsnelheid van 3,4 m/s (12,2 km/u).

Gewone zeehond (*Phoca Vitulina*)

Voor TTS-onset bij de gewone zeehond gebruiken we de voorzichtige grens die in [Southall et al 2007] indirect is afgeleid uit de data van [Kastak et al 2005]. Die vonden bij een gewone zeehond 6 dB TTS-onset na blootstelling aan continu geluid bij een SEL_{CUM} van 184 dB re $1 \mu Pa^2 s$ (25 min, SPL 152 dB re $1 \mu Pa^2$). Southall et al schatten hieruit een drempelwaarde voor TTS ten gevolge van impuls geluid door er het verschil van 13 dB tussen de bij tuimelaars gemeten drempelwaarden voor TTS door continu geluid en TTS door impuls geluid van af te trekken. Die schatting is, zoals ook aangegeven in [Southall et al 2007], waarschijnlijk voorzichtig. Deze drempelwaarde wordt toegepast voor de cumulatieve ongewogen $SEL_{CUM,W}$, gesommeerd over alle pulsen waaraan een dier wordt blootgesteld tijdens het heien van één fundatiepaal.

We gebruiken voor de zeehond M_{pw} -gewogen SEL_W waarden [Southall et al 2007], waarbij 'pw' staat voor 'pinnipeds in water'. Deze weging houdt rekening met een bandbreedte van het gehoor onderwater tussen 75 Hz tot 75 kHz.

Southall et al geven de volgende drempelwaarde voor PTS-onset bij vinpotigen na blootstelling aan 'multiple pulses': $SEL_{CUM,W} = 186$ dB re $1 \mu Pa^2 s$.

Voor TTS-onset hanteren we, zoals aangegeven in [Southall et al 2007], een drempelwaarde die 15 dB onder de drempelwaarde voor PTS-onset ligt. Dus voor de zeehond hanteren we $SEL_{CUM,W} = 171$ dB re $1 \mu Pa^2 s$ als drempelwaarde voor TTS-onset.

In de berekeningen veronderstellen we dat zeehonden vluchten met een zwemsnelheid van 4,9 m/s (17,6 km/u).

Datum

6 april 2013

Onze referentie

TNO-060-DHW-2013-00852

Blad

10/26

Samenvatting drempelwaarden

Samenvattend wordt de geluidblootstelling dus beoordeeld op basis van de maten en drempelwaarden uit Tabel 2:

	bruinvis	zeehond
Vermijding	$SEL_{SS} > 136 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$	$SEL_{SS,W} > 145 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$
TTS-onset	$SEL_{CUM} > 164 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$	$SEL_{CUM,W} > 171 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$
TTS(1 uur)	$SEL_{CUM} > 169 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$	$SEL_{CUM,W} > 176 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$
PTS-onset	$SEL_{CUM} > 179 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$	$SEL_{CUM,W} > 186 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$
Vluchtsnelheid	3,4 m/s (12,2 km/u).	4,9 m/s (17,6 km/u)

Tabel 2: in deze studie gehanteerde drempelwaarden en zwemsnelheden

8 Berekeningen en resultaten

Uiteindelijk zijn 8 scenario's doorgerekend voor het bepalen van de effectafstanden van het onderwatergeluid bij het heien voor de windturbinefundaties voor het Q4-West park:

- Voor 2 diersoorten (bruinvis en zeehond)
- Voor 2 fundatievarianten (resp. maximaal 1200 kJ en 1900 kJ per heiklap)
- Voor 2 windsnelheden (0 m/s en 6,5 m/s)

In alle berekeningen is rekening gehouden met een realistisch heiscenario (Figuur 1) en met vermijdingsgedrag van de dieren, zoals beschreven in §7 onder 'vluchtgedrag'.

Tabel 3 geeft de berekende effectafstanden voor de berekeningen voor een omgeving met een uniforme waterdiepte, die gelijk is gekozen aan de waterdiepte bij de heipaai, zie Tabel 1.

In §9 worden voorbeelden gegeven van 'geluidkaarten' waarbij de berekende geluidverspreiding (SEL_{SS} bij de maximale klappenenergie) wordt getoond, rekening houdend met de bathymetrie rond het park. Op basis van dergelijke kaarten is het totale oppervlakte berekend binnen de contourlijn waarbinnen verwacht wordt dat dieren van de geluidbron weg zullen vluchten. De geluidkaarten voor de overige scenario's zijn verzameld in Appendix A.

In §10 worden voorbeelden getoond van de grafieken waaruit de invloedsafstanden (Tabel 3) voor vermijding en fysiologische effecten kunnen worden afgelezen. De grafieken voor de overige scenario's zijn verzameld in Appendix B.

Datum

6 april 2013

Onze referentie

TNO-060-DHW-2013-00852

Blad

11/26

SCENARIO	1	2	3	4	5	6	7	8
dier	zee-hond	zee-hond	zee-hond	zee-hond	bruin-vis	bruin-vis	bruin-vis	bruin-vis
max. heiklapenergie (kJ)	1200	1200	1900	1900	1200	1200	1900	1900
windsnelheid (m/s)	0	6,5	0	6,5	0	6,5	0	6,5
RESULTATEN:								
vermijdingsafstand 1 m boven zeebodem (km)	20	15	23	17	39	27	45	30
vermijdingsafstand 1 m onder zeeoppervlak (km)	7	5	8	6	15	10	17	11
afstand voor TTS-onset (km)	16	10	18	11	25	16	31	18
afstand voor TTS(1 uur) (km)	10	7	12	8	18	11	22	14
afstand voor PTS-onset (km)	0.1	0.1	0.2	0.1	1.0	0.5	1.7	0.8

Tabel 3: Berekende effectafstanden voor de 8 in de tekst beschreven scenario's

9 Onderwatergeluidkaarten (vermijdingsgedrag bij bruinvis en zeehond)

Als eerste zijn geluidkaarten berekend voor de SEL_{SS} (bruinvis) en $SEL_{SS,w}$ (zeehond) voor scenario's 2 en 6 (Tabel 3), bij 1200 kJ heiklapenergie en een windsnelheid van 6,5 m/s, voor twee verschillende zwemdieptes (1 m onder de waterspiegel en 1 m boven de zeebodem), zie Figuur 3 en Figuur 4. In de berekende geluidkaarten zijn contourlijnen getekend bij de drempelwaarde voor gedragsbeïnvloeding (Tabel 2). De contouren zijn in dit geval vrijwel cirkelvormig, omdat de waterdiepte in het gebied rond de heipaal weinig varieert. De straal van de cirkels voor dieren die op 1 m van de bodem zwemmen is ongeveer 27 km voor de bruinvis en 15 km voor de zeehond. Op 1 m onder het wateroppervlak is die straal gereduceerd tot respectievelijk 10 km voor de bruinvis en 5 km voor de zeehond.

Datum

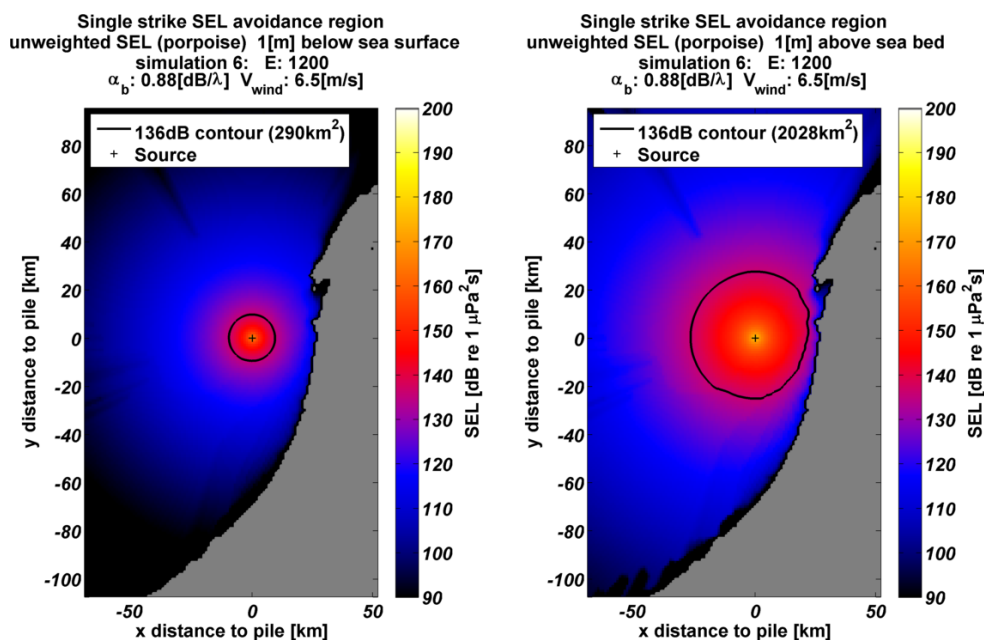
6 april 2013

Onze referentie

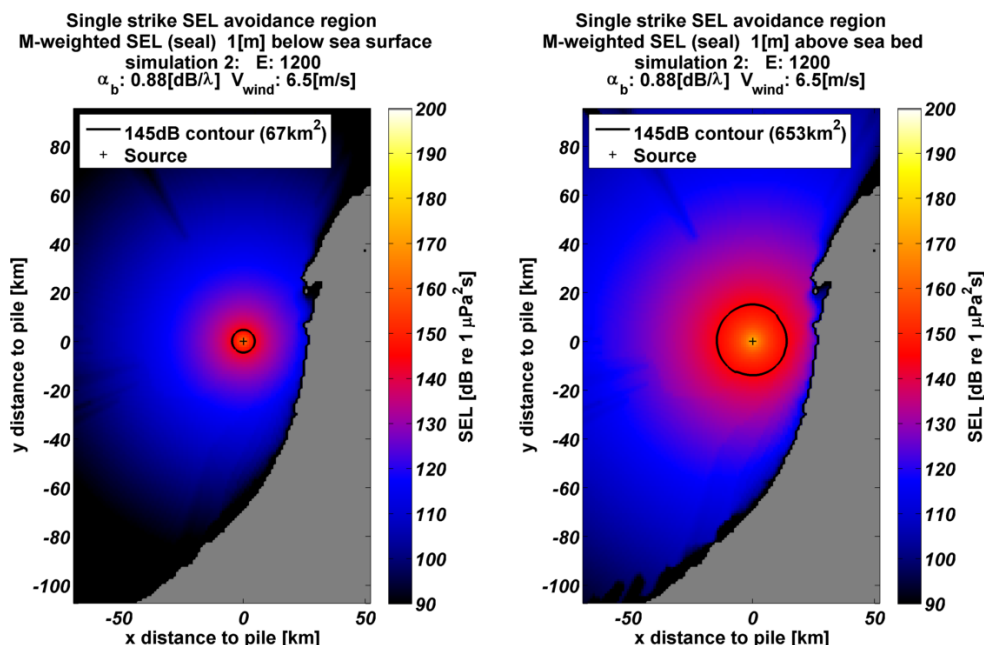
TNO-060-DHW-2013-00852

Blad

12/26



Figuur 3: berekende verdeling van de SEL_{ss} op een diepte van 1 m onder de waterspiegel (links) en 1 m boven de zeebodem (rechts). De heillocatie is aangegeven door het '+' symbool. De zwarte lijnen tonen de contour² waarbinnen de drempelwaarde voor gedragsbeïnvloeding (Tabel 2) wordt overschreden voor bruinvissen (scenario 6, Tabel 3).



Figuur 4: berekende verdeling van de SEL_{ss,w} voor zeehonden (scenario 2, Tabel 3). (zie verder het bijschrift bij Figuur 3)

² Het grijze gebied in deze en de volgende figuren toont de Nederlandse kust.

Datum
6 april 2013

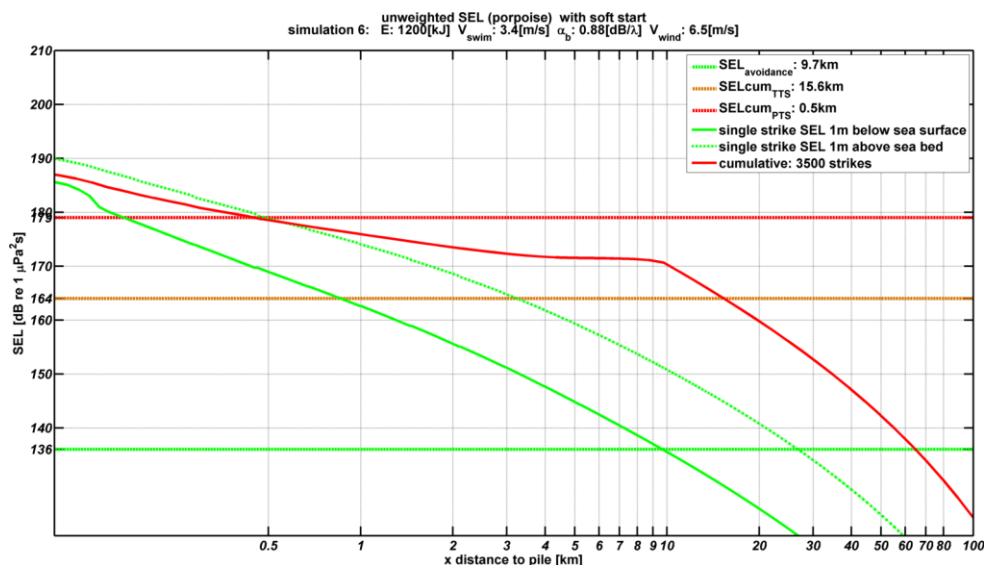
Onze referentie
TNO-060-DHW-2013-00852

Blad
13/26

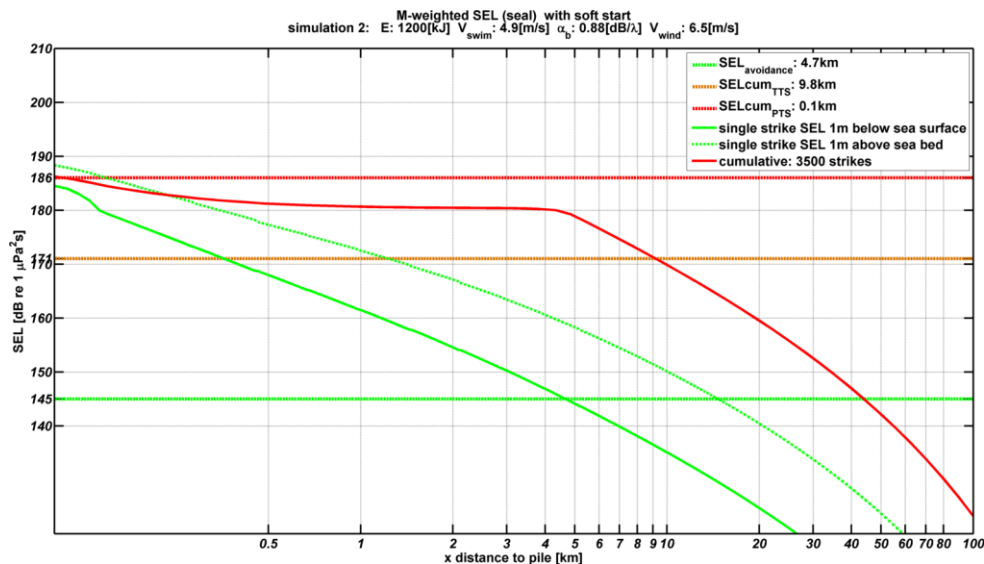
10 Cumulatieve blootstelling (TTS en PTS bij bruinvis en zeehond)

De cumulatieve blootstelling van dieren aan onderwatergeluid bij het heien van een complete paal is berekend voor scenario's bij een uniforme waterdiepte, gelijk aan de waterdiepte bij de heipaai. Bij deze berekeningen is rekening gehouden met het heiscenario en met het mogelijke vermijdingsgedrag van de dieren.

Figuur 5 en Figuur 6 tonen de berekende blootstelling (SEL_{SS} en SEL_{CUM}) als functie van de afstand van het dier tot de heipaai. Dieren die zich bij aanvang van het heien binnen de afstand bevinden waarbij het geluid een vermijdingsreactie veroorzaakt, zwemmen tijdens het heien naar de rand van dit gebied. De uiteindelijke SEL_{CUM} hangt af van de positie waar het dier zich bevindt bij de aanvang van het heien.



Figuur 5: berekende verdeling van de SEL_{SS} (bij 1200 kJ klapenergie) op een diepte van 1 m onder de waterspiegel (groene doorgetrokken curve) en op 1 m boven de zeebodem (groene gestippelde curve) en de SEL_{CUM} waaraan een bruinvis wordt blootgesteld gedurende het complete heiscenario voor één windturbinefundatie (rode doorgetrokken lijn), als functie van de afstand tot de paal waarop een dier zich bij aanvang van het heien op 1 m van de waterbodem bevindt. De horizontale lijnen tonen de niveaus van de drempelwaarden voor vermijdingsgedrag (groen), TTS-onset (oranje) en PTS-onset (rood) voor bruinvissen. De snijpunten van de groene curves (SEL_{SS}) met de groene horizontale lijn geven de vermijdingsafstand voor bruinvissen op 1 m onder de waterspiegel (~10 km) en op 1 m boven de bodem (~27 km). De snijpunten van de rode lijn met de rode en oranje stippellijnen geven de 'PTS-afstand' (~0.5 km) en 'TTS-afstand' (~16 km), zie Tabel 3 (scenario 6).



Figuur 6: berekende verdeling van de $SEL_{SS,W}$ (bij 1200 kJ klapenergie) op een diepte van 1 m onder de waterspiegel (gele doorgetrokken curve) en op 1 m boven de zeebodem (groene gestippelde curve) en de $SEL_{CUM,W}$ waaraan zeehonden worden blootgesteld gedurende het complete heiscenario voor één windturbinefundatie (rode doorgetrokken lijn), als functie van de afstand tot de paal waarop het dier zich bij aanvang van het heien bevindt. De snijpunten van de groene curves (SEL_{SS}) met de groene horizontale lijn geven de vermijdingsafstand voor zeehonden op 1 m onder de waterspiegel (~5 km) en op 1 m boven de bodem (~15 km). De snijpunten van de rode lijn met de rode en oranje stippellijnen geven de 'PTS-afstand' (~0.1 km) en 'TTS-afstand' (~10 km), zie Tabel 3 (scenario 2).

11 Onzekerheden

De aanpak voor het berekenen van effectafstanden en de te hanteren invoerparameters en grenswaarden zijn gedurende dit project nieuw ontwikkeld en moeten worden gezien als een eerste verkenning van deze benadering binnen een beperkte tijd. Door de beperkte aanwezigheid van modellen en meetgegevens zijn er diverse bronnen van onzekerheid in de berekeningsresultaten:

- Bij de modellering van de heipaal als onderwatergeluidbron kon nog geen gebruik gemaakt worden van de geavanceerdere modellen die bij TNO in ontwikkeling zijn.
- De gehanteerde bronsterkte van het heigeluid gaat uit van een bovengrens van de meetresultaten voor het PAWP(Q7) park. De ondergrens van die meetgegevens ligt ca. 6 dB lager.
- Het toegepaste geluidverspreidingsmodel AQUARIUS is nog niet experimenteel gevalideerd voor propagatie over afstanden groter dan ~6 km.
- De in AQUARIUS toegepaste invoergegevens voor de zeebodem zijn gebaseerd op een realistische schatting van de sedimenteigenschappen ('medium sand' [Ainslie 2010]). Uit een gevoeligheidsanalyse bleek dat een halvering van het absorptieverlies in de bodem (overeenkomend met 'medium silt') tot ongeveer 1,5 maal zo grote effectafstanden zou kunnen leiden.
- De onzekerheid in de gehanteerde drempelwaarden voor verstoring, vermijding en TTS/PTS zijn uitgebreid besproken in §8.

Datum

6 april 2013

Onze referentie

TNO-060-DHW-2013-00852

Blad

14/26

Datum

6 april 2013

Onze referentie

TNO-060-DHW-2013-00852

Blad

15/26

12 Conclusie

Dit memo geeft de resultaten van een berekening van de mogelijke afstanden waarop het heigeluid voor het Q4-West park effect kan hebben op bruinvissen en zeehonden. Uit de berekeningen blijkt dat, vanwege cumulatie van het geluid gedurende de duur van het heien van een paal, de afstanden waarop fysiologische effecten (TTS en PTS) op kunnen treden groter kunnen zijn dan de afstanden waarop vermijdingsgedrag kan optreden bij dieren die zich vlak onder het wateroppervlak bevinden.

Bij het beoordelen van de berekende effectafstanden dient rekening gehouden te worden met de vele onzekerheden in berekeningen en grenswaarden. De berekeningsresultaten geven een indicatie van de orde van grootte van de afstanden tot de heipaai waarop het onderwatergeluid kan leiden tot verstoring, vermijdingsgedrag of fysiologische effecten.

13 Referenties

AETUS 2011, Ad hoc European working group on Terminology for Underwater Sound (AETUS), report TNO-DV 2011 C235 'Standard for measurement and monitoring of underwater noise, Part I: physical quantities and their units'. Available from http://www.noordzeeloket.nl/ihm/themas/Shortlist_Ecologische_Monitoring_Wind_op_Zee/Geluidsonderzoek/

Ainslie 2010, Principles of Sonar Performance Modeling. Springer-Praxis

Ainslie et al 2012, 'What is the source level of pile-driving noise in water?' In The Effects of Noise on Aquatic Life, edited by Popper & Hawkins (Springer), pp 445-448.

de Jong & Ainslie 2012, report TNO 2012 R10081 'Analysis of the underwater sound during piling activities for the Off-shore Wind Park Q7' (update of TNO report MON-RPT-033-DTS-2007-03388)

Diedrichs et al 2010, report Biola & BioConsult 'Auswirkungen des Baus des Offshore-Testfelds „Alpha Ventus“ auf marine Säugetiere'

Kastak et al 2005, 'Underwater temporary threshold shift in pinnipeds: Effects of noise level and duration', Journal of the Acoustical Society of America 118(5), 3154–3163

Kastelein et al 2011, Seamarco report 2011/01 'Temporary hearing threshold shifts and recovery in a harbor porpoise and two harbor seals after exposure to continuous noise and playbacks of pile driving sounds'

Kastelein et al 2102a, 'Hearing threshold shifts and recovery in harbor seals (*Phoca vitulina*) after octave-band noise exposure at 4 kHz', Journal of the Acoustical Society of America 132(4), pp 2745–2761

Kastelein et al 2102b, 'Temporary threshold shifts and recovery in a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) after octave-band noise at 4kHz', Journal of the Acoustical Society of America 132(5), pp 3525-3537

Kastelein et al 2102c, 'The hearing threshold of a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) for impulsive sounds', Journal of the Acoustical Society of America 132(2), pp 607-610

Kastelein et al 2013a 'Hearing frequency thresholds of a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) temporarily affected by a continuous 1.5 kHz tone'. SEAMARCO 2013, draft paper

Kastelein et al 2013b 'Comparative temporary threshold shifts in a harbor porpoise and two harbor seals, and severe temporary threshold shift in a harbor seal'. SEAMARCO report 2013-02 (draft version 1, 18 February 2013)

Kastelein et al 2013c 'Recovery of hearing in a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) between successive sound signals (correction factor for SELcum of pile driving)'. SEAMARCO report 2013-03 (draft version 1, 4 March 2013)

Kastelein 2013d (private communication) Data files 'HP, TTS LFAS (1-2 KHZ) PRELIMINARY RESULTS V19 FOR TNO.XLSX' and 'HP TTS 1-2 KHZ DC 100% VERSUS VARIABLE DC, V1.XLSX'

Datum

6 april 2013

Onze referentie

TNO-060-DHW-2013-00852

Blad

16/26

- Lucke et al 2009, 'Temporary shift in masked hearing threshold in a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) after exposure to seismic airgun stimuli', Journal of the Acoustical Society of America 125(6), pp 4060-4070.
- Southall et al 2007, 'Marine mammal noise exposure criteria: Initial scientific recommendations', Aquatic Mammals 33 (4), pp 411-521
- Ward et al 1976, 'Effective quiet and moderate TTS: Implications for noise exposure standards', Journal of the Acoustical Society of America, 59(1), 160-165
- Weston 1971, 'Intensity-range relations in oceanographic acoustics', Journal of Sound and Vibration 18(2), pp 271-287
- Weston 1976, 'Propagation in water with uniform sound velocity but variable-depth lossy bottom', Journal of Sound and Vibration 47(4), pp 473-483
- Zampolli et al 2013, 'Validation of finite element computations for the quantitative prediction of underwater noise from impact pile driving', accepted for the Journal of the Acoustical Society of America (in press)

Datum

6 april 2013

Onze referentie

TNO-060-DHW-2013-00852

Blad

17/26

A. Schaal voor de ernst van gedragsbeïnvloeding [Southall et al 2007]

450

Southall et al.

Table 4. Severity scale for ranking observed behavioral responses of free-ranging marine mammals and laboratory subjects to various types of anthropogenic sound

Response score ¹	Corresponding behaviors (Free-ranging subjects) ²	Corresponding behaviors (Laboratory subjects) ²
0	- No observable response	- No observable response
1	- Brief orientation response (investigation/visual orientation)	- No observable response
2	- Moderate or multiple orientation behaviors	- No observable negative response; may approach sounds as a novel object
	- Brief or minor cessation/modification of vocal behavior	
	- Brief or minor change in respiration rates	
3	- Prolonged orientation behavior	- Minor changes in response to trained behaviors (e.g., delay in stationing, extended inter-trial intervals)
	- Individual alert behavior	
	- Minor changes in locomotion speed, direction, and/or dive profile but no avoidance of sound source	
	- Moderate change in respiration rate	
	- Minor cessation or modification of vocal behavior (duration < duration of source operation), including the Lombard Effect	
4	- Moderate changes in locomotion speed, direction, and/or dive profile but no avoidance of sound source	- Moderate changes in response to trained behaviors (e.g., reluctance to return to station, long inter-trial intervals)
	- Brief, minor shift in group distribution	
	- Moderate cessation or modification of vocal behavior (duration ≈ duration of source operation)	
5	- Extensive or prolonged changes in locomotion speed, direction, and/or dive profile but no avoidance of sound source	- Severe and sustained changes in trained behaviors (e.g., breaking away from station during experimental sessions)
	- Moderate shift in group distribution	
	- Change in inter-animal distance and/or group size (aggregation or separation)	
	- Prolonged cessation or modification of vocal behavior (duration > duration of source operation)	
6	- Minor or moderate individual and/or group avoidance of sound source	- Refusal to initiate trained tasks
	- Brief or minor separation of females and dependent offspring	
	- Aggressive behavior related to noise exposure (e.g., tail/flipper slapping, fluke display, jaw clapping/gnashing teeth, abrupt directed movement, bubble clouds)	
	- Extended cessation or modification of vocal behavior	
	- Visible startle response	
	- Brief cessation of reproductive behavior	
7	- Extensive or prolonged aggressive behavior	- Avoidance of experimental situation or retreat to refuge area (≤ duration of experiment)
	- Moderate separation of females and dependent offspring	
	- Clear anti-predator response	
	- Severe and/or sustained avoidance of sound source	- Threatening or attacking the sound source
	- Moderate cessation of reproductive behavior	
8	- Obvious aversion and/or progressive sensitization	- Avoidance of or sensitization to experimental situation or retreat to refuge area (> duration of experiment)
	- Prolonged or significant separation of females and dependent offspring with disruption of acoustic reunion mechanisms	
	- Long-term avoidance of area (> source operation)	
	- Prolonged cessation of reproductive behavior	
9	- Outright panic, flight, stampede, attack of conspecifics, or stranding events	- Total avoidance of sound exposure area and refusal to perform trained behaviors for greater than a day
	- Avoidance behavior related to predator detection	

¹Ordinal scores of behavioral response severity are not necessarily equivalent for free-ranging vs laboratory conditions.

²Any single response results in the corresponding score (i.e., all group members and behavioral responses need not be observed). If multiple responses are observed, the one with the highest score is used for analysis.

Datum

6 april 2013

Onze referentie

TNO-060-DHW-2013-00852

Blad

18/26

B. Geluidverspreidingskaarten (enkele klap)

Datum

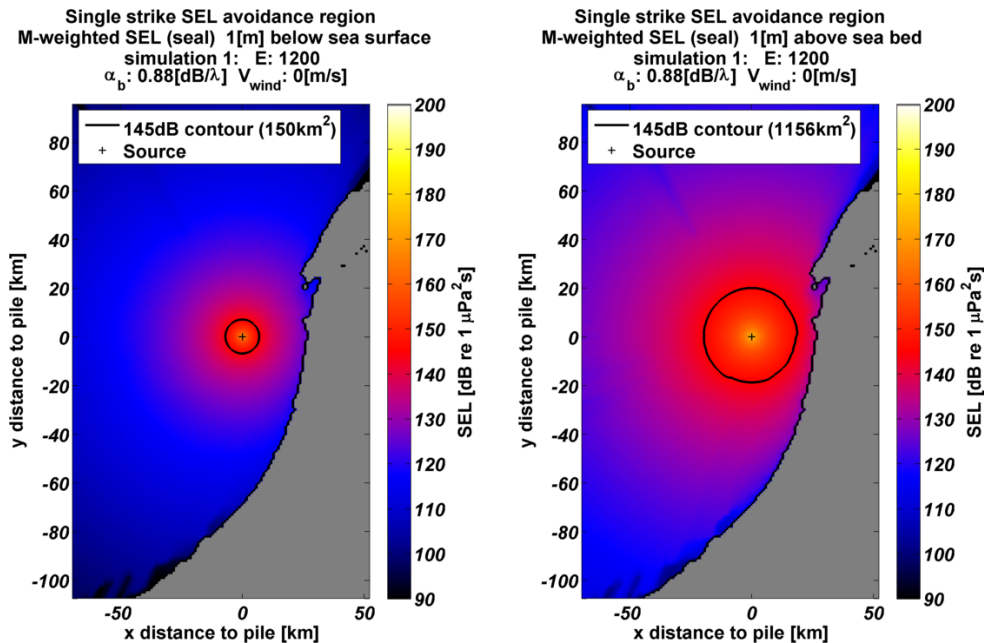
6 april 2013

Onze referentie

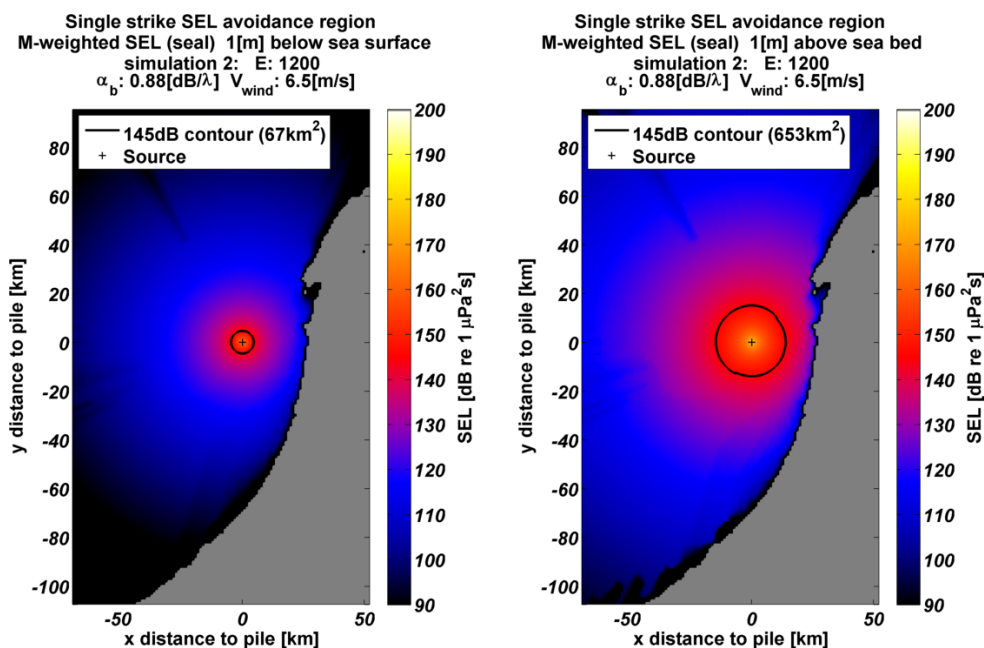
TNO-060-DHW-2013-00852

Blad

19/26



Scenario 1 (1200 kJ, wind 0 m/s, zeehonden): berekende verdeling van de SEL_{ss} op een diepte van 1 m onder de waterspiegel (links) en 1 m boven de zeebodem (rechts). De heilocatie is aangegeven door het '+' symbool. De zwarte lijnen tonen de contour waarbinnen de drempelwaarde voor vermijdingsgedrag (Tabel 2) wordt overschreden.



Scenario 2 (1200 kJ, wind 6,5 m/s, zeehonden): berekende verdeling van de SEL_{ss,w} met vermijdingscontour (zie verder het bijschrift bij Scenario 1)

Datum

6 april 2013

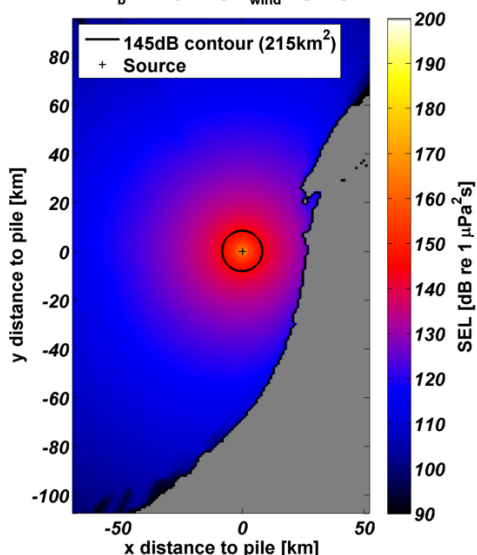
Onze referentie

TNO-060-DHW-2013-00852

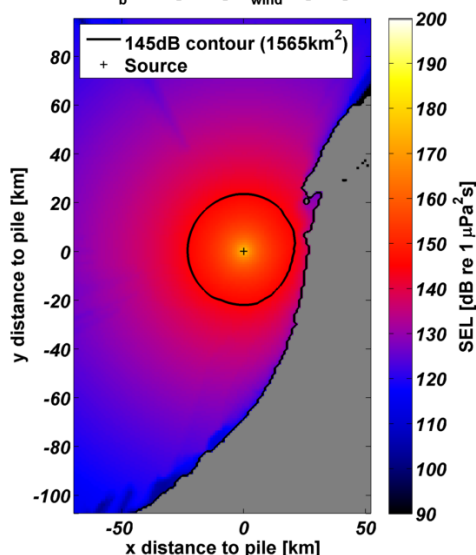
Blad

20/26

Single strike SEL avoidance region
M-weighted SEL (seal) 1[m] below sea surface
simulation 3: E: 1900
 α_b : 0.88[dB/ λ] V_{wind} : 0[m/s]

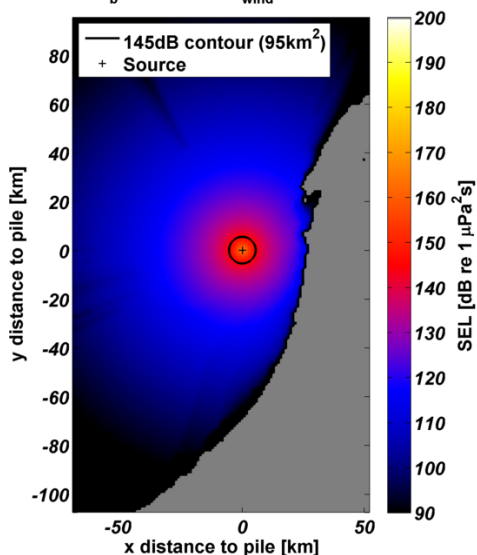


Single strike SEL avoidance region
M-weighted SEL (seal) 1[m] above sea bed
simulation 3: E: 1900
 α_b : 0.88[dB/ λ] V_{wind} : 0[m/s]

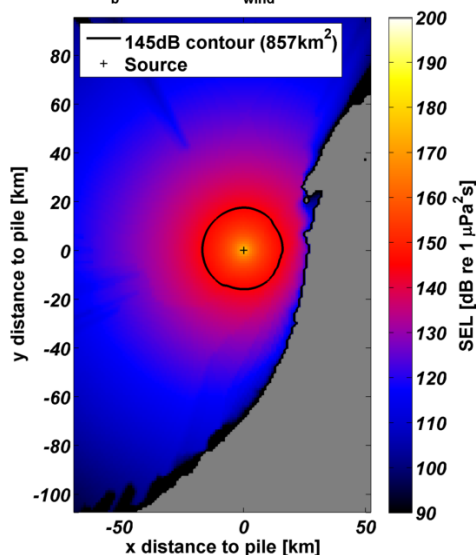


Scenario 3 (1900 kJ, wind 0 m/s, zeehonden): berekende verdeling van de SEL_{ss,w} met vermijdingscontour (zie verder het bijschrift bij Scenario 1)

Single strike SEL avoidance region
M-weighted SEL (seal) 1[m] below sea surface
simulation 4: E: 1900
 α_b : 0.88[dB/ λ] V_{wind} : 6.5[m/s]



Single strike SEL avoidance region
M-weighted SEL (seal) 1[m] above sea bed
simulation 4: E: 1900
 α_b : 0.88[dB/ λ] V_{wind} : 6.5[m/s]



Scenario 4 (1900 kJ, wind 6,5 m/s, zeehonden): berekende verdeling van de SEL_{ss,w} met vermijdingscontour (zie verder het bijschrift bij Scenario 1)

Datum

6 april 2013

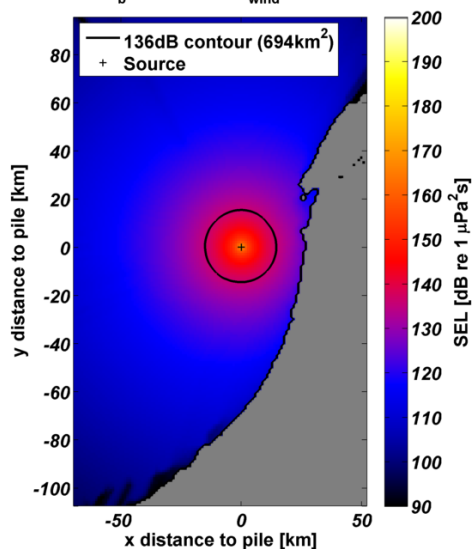
Onze referentie

TNO-060-DHW-2013-00852

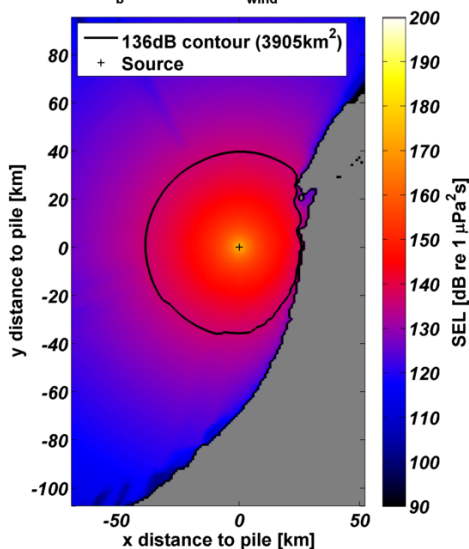
Blad

21/26

Single strike SEL avoidance region
unweighted SEL (porpoise) 1[m] below sea surface
simulation 5: E: 1200
 $\alpha_b: 0.88[\text{dB}/\lambda]$ $V_{\text{wind}}: 0[\text{m/s}]$

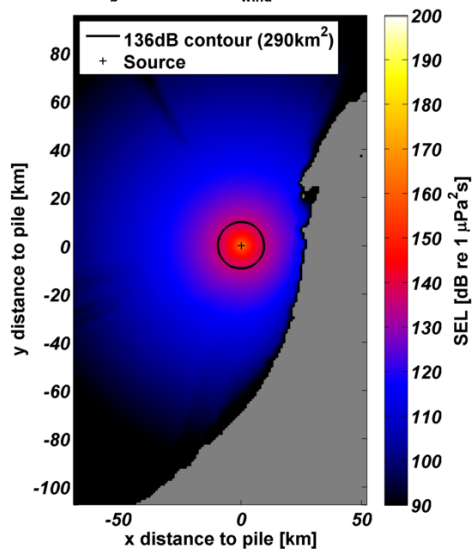


Single strike SEL avoidance region
unweighted SEL (porpoise) 1[m] above sea bed
simulation 5: E: 1200
 $\alpha_b: 0.88[\text{dB}/\lambda]$ $V_{\text{wind}}: 0[\text{m/s}]$

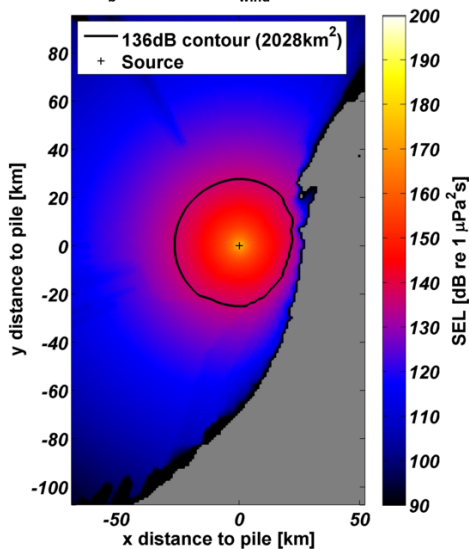


Scenario 5 (1200 kJ, wind 6,5 m/s, bruinvissen): berekende verdeling van de $\text{SEL}_{\text{ss,w}}$ met vermijdingscontour (zie verder het bijschrift bij Scenario 1)

Single strike SEL avoidance region
unweighted SEL (porpoise) 1[m] below sea surface
simulation 6: E: 1200
 $\alpha_b: 0.88[\text{dB}/\lambda]$ $V_{\text{wind}}: 6.5[\text{m/s}]$



Single strike SEL avoidance region
unweighted SEL (porpoise) 1[m] above sea bed
simulation 6: E: 1200
 $\alpha_b: 0.88[\text{dB}/\lambda]$ $V_{\text{wind}}: 6.5[\text{m/s}]$



Scenario 6 (1200 kJ, wind 0 m/s, bruinvissen): berekende verdeling van de $\text{SEL}_{\text{ss,w}}$ met vermijdingscontour (zie verder het bijschrift bij Scenario 1)

Datum

6 april 2013

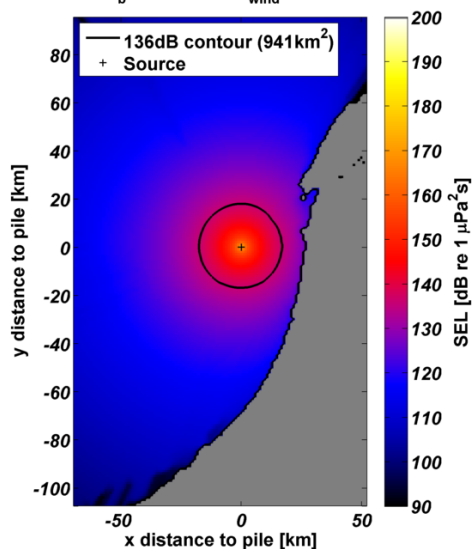
Onze referentie

TNO-060-DHW-2013-00852

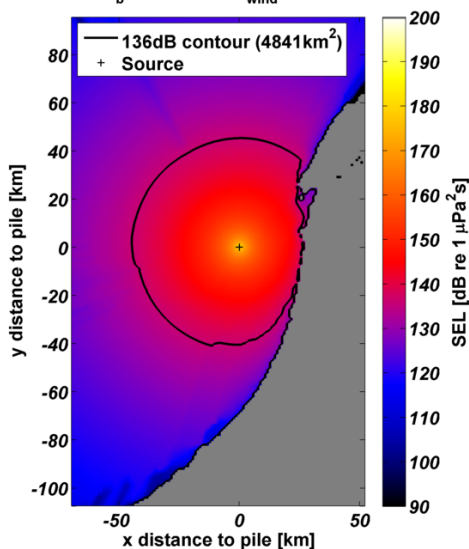
Blad

22/26

Single strike SEL avoidance region
unweighted SEL (porpoise) 1[m] below sea surface
simulation 7: E: 1900
 $\alpha_b: 0.88[\text{dB}/\lambda]$ $V_{\text{wind}}: 0[\text{m/s}]$

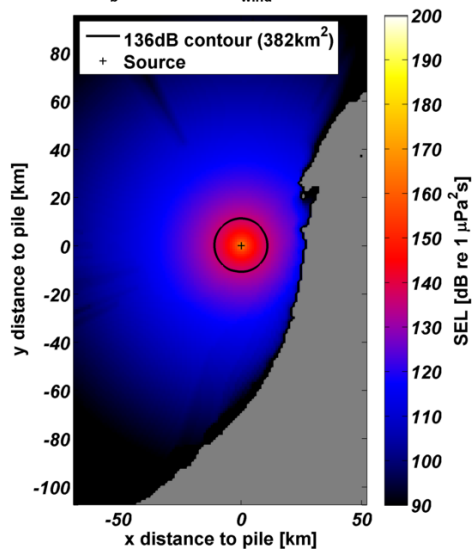


Single strike SEL avoidance region
unweighted SEL (porpoise) 1[m] above sea bed
simulation 7: E: 1900
 $\alpha_b: 0.88[\text{dB}/\lambda]$ $V_{\text{wind}}: 0[\text{m/s}]$

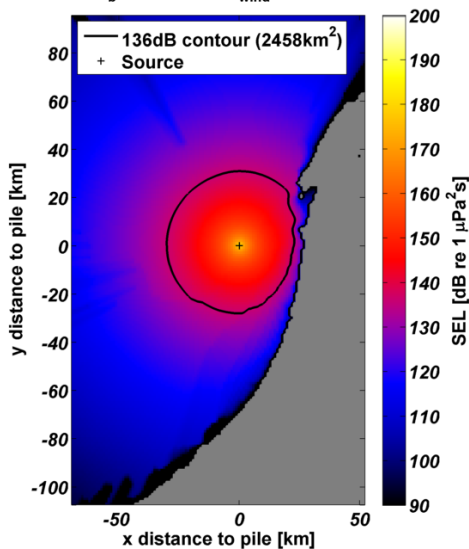


Scenario 7 (1900 kJ, wind 0 m/s, bruinvissen): berekende verdeling van de $\text{SEL}_{\text{ss,w}}$ met vermijdingscontour (zie verder het bijschrift bij Scenario 1)

Single strike SEL avoidance region
unweighted SEL (porpoise) 1[m] below sea surface
simulation 8: E: 1900
 $\alpha_b: 0.88[\text{dB}/\lambda]$ $V_{\text{wind}}: 6.5[\text{m/s}]$



Single strike SEL avoidance region
unweighted SEL (porpoise) 1[m] above sea bed
simulation 8: E: 1900
 $\alpha_b: 0.88[\text{dB}/\lambda]$ $V_{\text{wind}}: 6.5[\text{m/s}]$



Scenario 8 (1900 kJ, wind 6,5 m/s, bruinvissen): berekende verdeling van de $\text{SEL}_{\text{ss,w}}$ met vermijdingscontour (zie verder het bijschrift bij Scenario 1)

C. Geluidverspreidingsgrafieken (cumulatief)

Datum

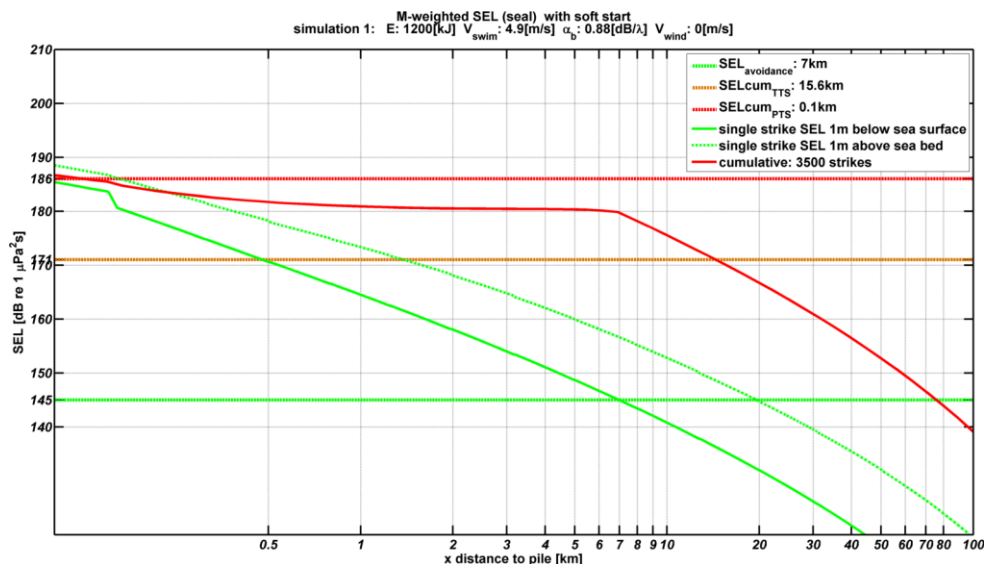
6 april 2013

Onze referentie

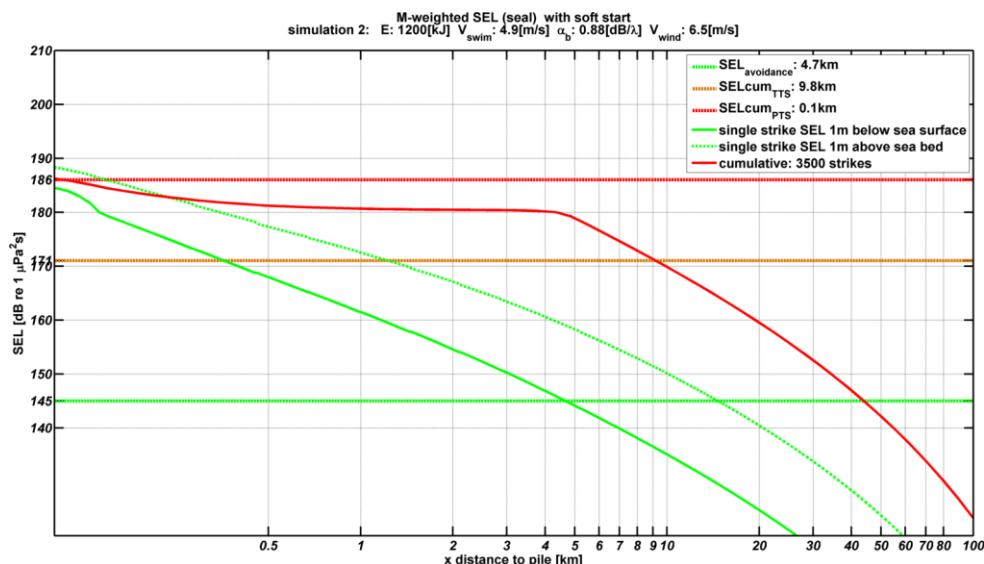
TNO-060-DHW-2013-00852

Blad

23/26



Scenario 1 (1200 kJ, wind 0 m/s, zeehonden): berekende verdeling van de $SEL_{SS,W}$ op een diepte van 1 m onder de waterspiegel (groene doorgetrokken lijn) en op 1 m boven de zeebodem (groene gestippelde curve) en de $SEL_{CUM,W}$ (rode doorgetrokken lijn), als functie van de afstand tot de paal waarop het dier zich bij aanvang van het heien bevindt. Het snijpunt van de groene curven (SEL_{SS}) met de groene horizontale lijn geven de vermijdingsafstanden voor zeehonden op twee dieptes. De snijpunten van de rode lijn met de rode en oranje horizontale lijnen geven de 'PTS-afstand' en 'TTS-afstand', zie Tabel 3.

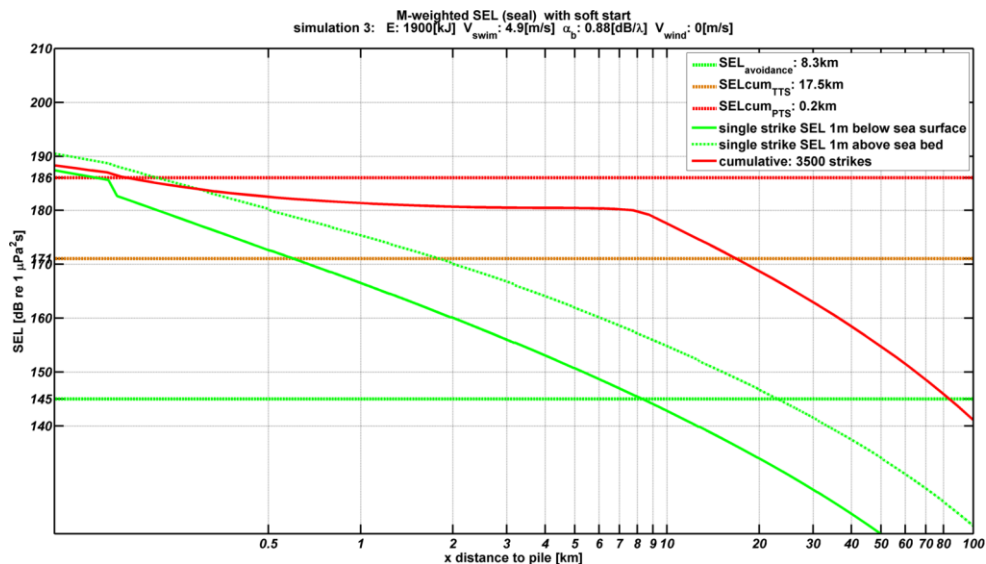


Scenario 2 (1200 kJ, wind 6,5 m/s, zeehonden): berekende verdeling van de $SEL_{SS,W}$ op twee dieptes en de $SEL_{CUM,W}$ (zie verder het bijschrift bij Scenario 1)

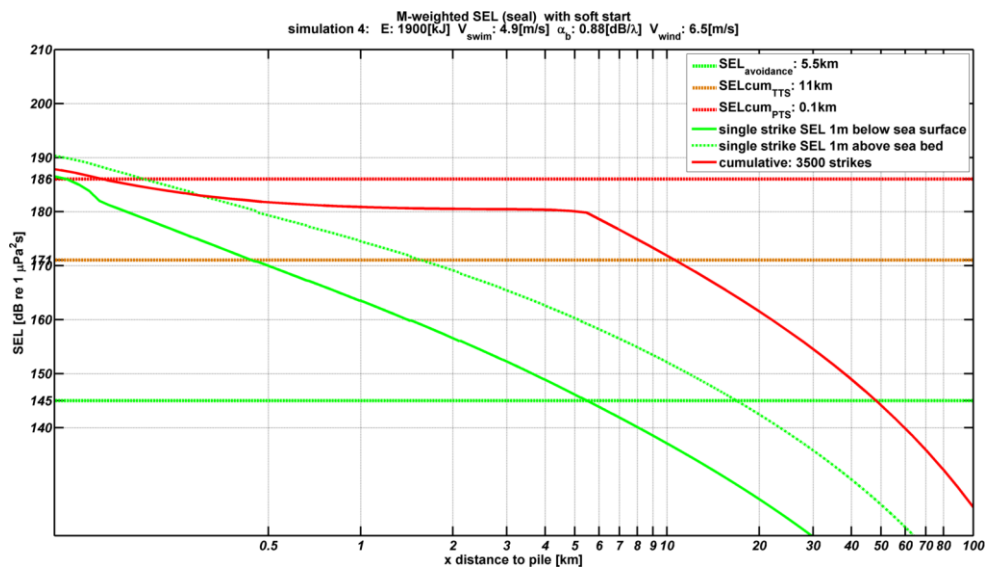
Datum
6 april 2013

Onze referentie
TNO-060-DHW-2013-00852

Blad
24/26



Scenario 3 (1900 kJ, wind 0 m/s, zeehonden): berekende verdeling van de $SEL_{SS,W}$ op twee dieptes en de $SEL_{CUM,W}$ (zie verder het bijschrift bij Scenario 1)

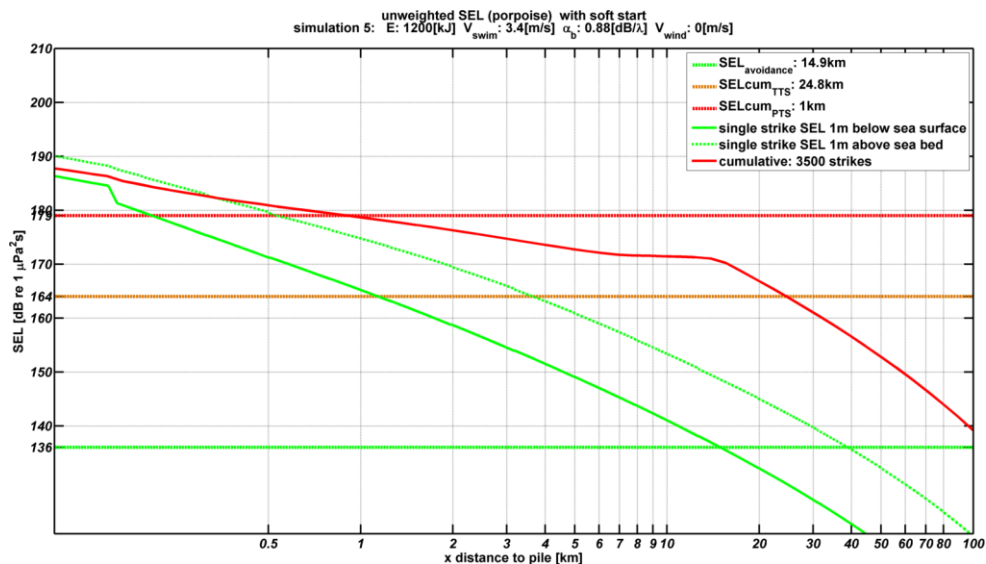


Scenario 4 (1900 kJ, wind 6,5 m/s, zeehonden): berekende verdeling van de $SEL_{SS,W}$ op twee dieptes en de $SEL_{CUM,W}$ (zie verder het bijschrift bij Scenario 1)

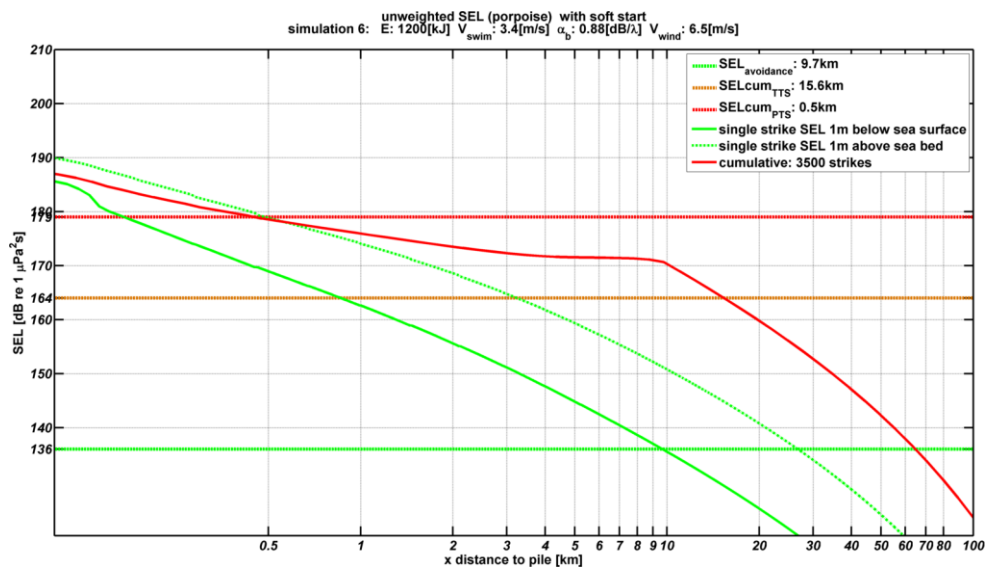
Datum
6 april 2013

Onze referentie
TNO-060-DHW-2013-00852

Blad
25/26



Scenario 5 (1200 kJ, wind 0 m/s, bruinvissen): berekende verdeling van de SEL_{SS} op twee dieptes en de SEL_{CUM} (zie verder het bijschrift bij Scenario 1)

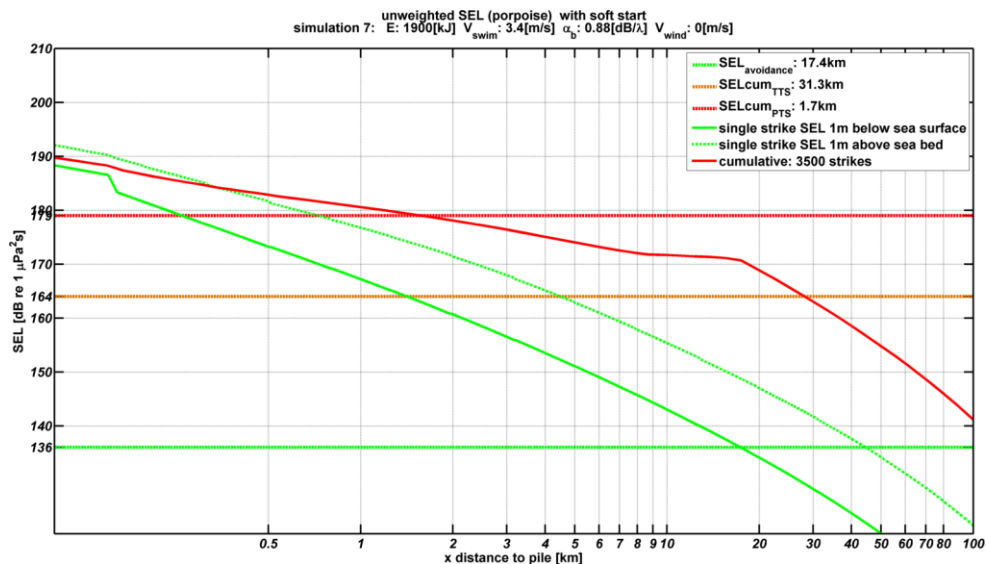


Scenario 6 (1200 kJ, wind 6,5 m/s, bruinvissen): berekende verdeling van de SEL_{SS} op twee dieptes en de SEL_{CUM} (zie verder het bijschrift bij Scenario 1)

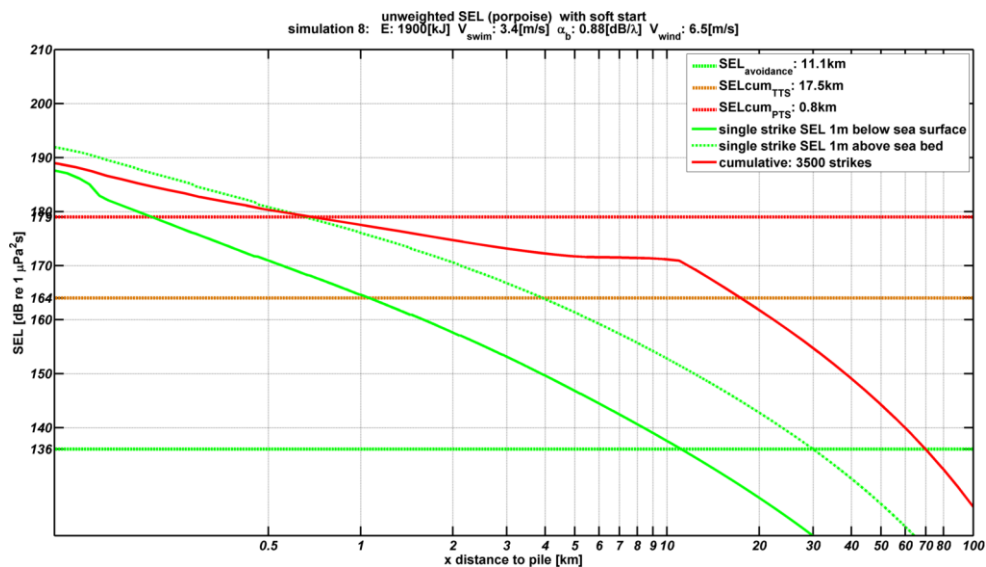
Datum
6 april 2013

Onze referentie
TNO-060-DHW-2013-00852

Blad
26/26



Scenario 7 (1900 kJ, wind 0 m/s, bruinvissen): berekende verdeling van de SEL_{SS} op twee dieptes en de SEL_{CUM} (zie verder het bijschrift bij Scenario 1)



Scenario 8 (1900 kJ, wind 6,5 m/s, bruinvissen): berekende verdeling van de SEL_{SS} op twee dieptes en de SEL_{CUM} (zie verder het bijschrift bij Scenario 1)

BIJLAGE 10



INVLOED VAN SCHEEPSGELUID OP BRUINVIS EN

ZEEHOND

Inleiding

Afgestraald-geluidniveaus van schepen kunnen sterk variëren en zijn o.a. afhankelijk van het toerental van de voortstuwingsmotor, van de akoestische kwaliteit van de mechanische werktuigen aan boord en van de geluidreducerende maatregelen die eventueel aan boord van het schip zijn getroffen. Zeer belangrijk is of de schroef al of niet *caviteert* (imploderende bellen produceert). Het is beslist niet zo dat grote schepen altijd veel meer geluid maken dan kleine schepen. Om een voorbeeld te noemen: elk klein garnalenkottertje dat over de Waddenzee sukkelt maakt evenveel geluid als zo'n 10 marinefregatten tezamen die met hoge snelheid over zee racen. Scheepsgeluid is, bij schepen zonder geluidreducerende maatregelen, vooral afhankelijk van de vaarsnelheid. Snel varende schepen (catamarans en Surface-Effect-Schepen - SES) kunnen 10 tot 100x zo veel geluid maken als langzaam varende conventionele schepen. Met nadruk wordt er op gewezen dat, in tegenstelling tot wat er doorgaans in de bio-akoestiek wordt beweerd – scheepsgeluid het frequentiegebied van 0 – 100 kHz bestrijkt en dat de bovengrens slechts wordt bepaald door de frequentie waarbij het scheepsgeluid in het achtergrondgeluid van de zee 'verdrinkt'.

Zie voor een toelichting op het meten van scheepsgeluid Verboom (1992).

Verstoring van zeezoogdieren door schepen

Schepen zullen in een bepaalde mate verstorend werken voor zee(zoog)dieren. De mate van verstoring hangt af van hun gehoor- en verstoringgevoeligheid en varieert sterk per diersoort. Scheepvaartgeluid zal, omdat het breedbandig is en gezien de in de praktijk voorkomende niveaus, nooit gehoorschade bij zeezoogdieren en vissen kunnen veroorzaken. Wel kan hun gedrag worden beïnvloed, afhankelijk van het geluidniveau en de geluidgevoeligheid van de diersoort. Ook kunnen de mogelijkheden tot het zoeken van voedsel worden beperkt.

Verstoring is dus o.a. afhankelijk van het bronniveau van het schip en van het natuurlijke geluid in zee. E.e.a. betekent dat ook de aanleg, exploitatie en afbraak van windturbineparken een zekere verstoring voor zee(zoog)dieren tot gevolg heeft.

Er zijn geen uitgebreide databanken met scheepsgeluiden gerelateerd aan windturbineparken beschikbaar. Daarom volgen hierna enkele algemene voorbeelden.

Grenswaarden

In de navolgende beschouwing over grenswaarden voor scheepsgeluid beperken we ons tot Bruinvissen en zeehonden, waarbij de grijze zeehond (*Halichoerus grypus*) qua gehooreigenschappen gelijk wordt gesteld aan de gewone zeehond (*Phoca vitulina*). Dit vanwege het ontbreken van de benodigde gegevens van de grijze zeehond. Er zijn geen uitgebreide dosis/effect-relaties voor bruinvissen en zeehonden gepubliceerd. Wel zijn er fragmentarische gegevens op dit gebied bekend, vooral uit studies van Kastelein *et al.* (2005, 2006), waarvan de resultaten over het vermijdingsgedrag ('avoidance') hier gehanteerd zullen worden bij de keuze van de grenswaarden (tabel **fout! geen tekst met de opgegeven stijl in het document..1**).

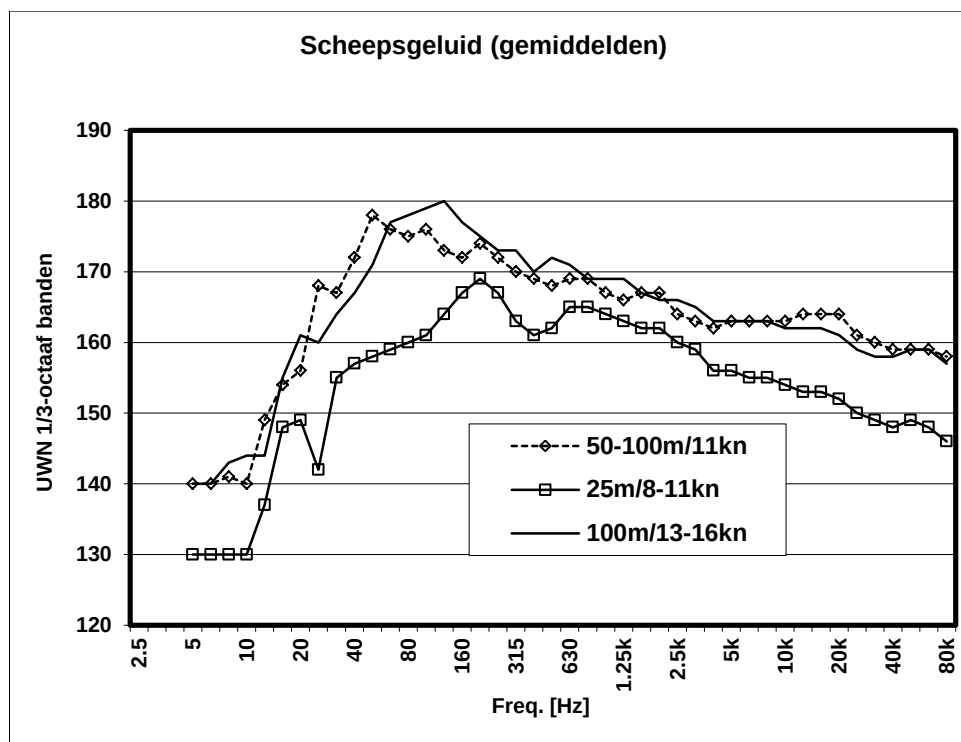
Tabel Fout! Geen tekst met de opgegeven stijl in het document..1: voorgestelde grenswaarden voor het L_{eq} van continu geluid – waaronder scheepsgeluid – in relatie tot ‘avoidance’ (gewogen niveaus)

	Grenswaarde voor ‘avoidance’	Eenheid (gewogen)
Bruinvissen	102	dBw re $1 \mu Pa^2$
Zeehonden	105	dBw re $1 \mu Pa^2$

Scheepsgeluid

De spreiding in de niveaus van afgestraald scheepsgeluid is groot. Figuur **Fout! Geen tekst met de opgegeven stijl in het document..1** geeft een willekeurig voorbeeld. De spectra (Verboom, ongepubliceerde data) zijn gemeten volgens militaire normen (STANAG 1136). Het betreft hier lineair gemiddelde bronniveaus van willekeurige, kleine koopvaardij schepen, n.l.:

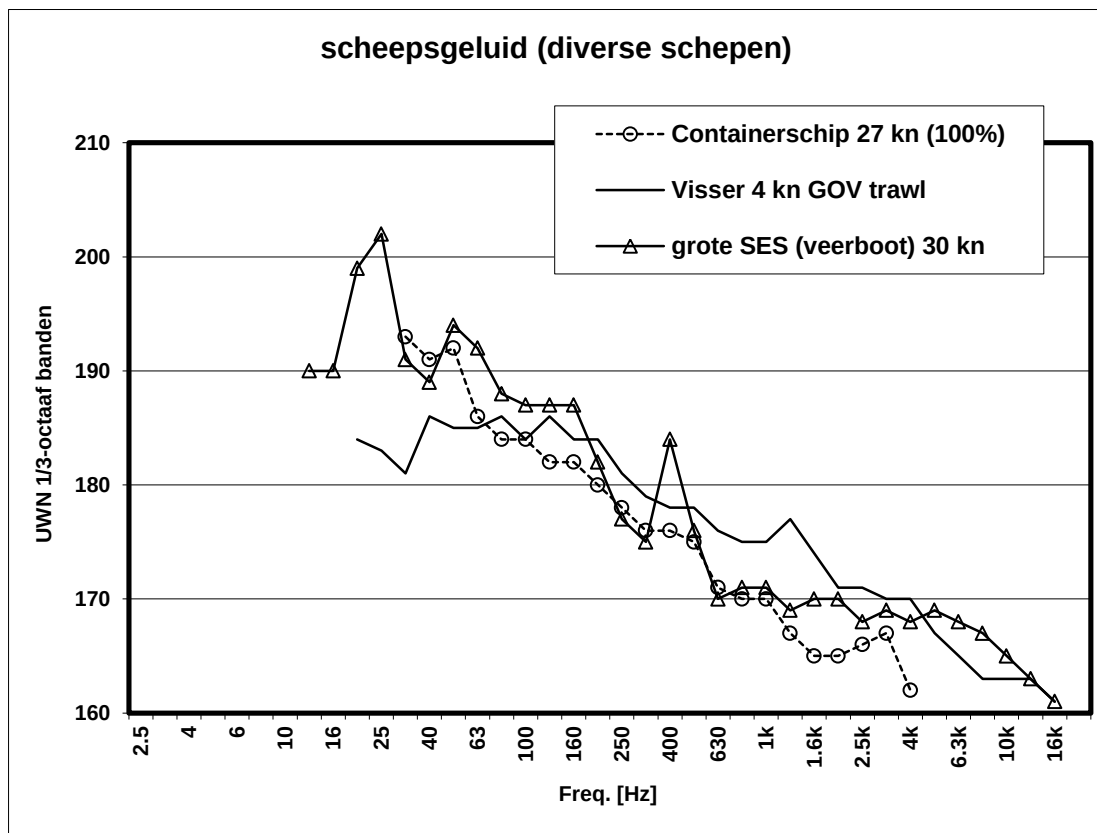
- schepen met een lengte tussen 50 – 100 m, snelheid van 11 knoop (n = 6);
- schepen met een lengte van 25 m, snelheid 8 – 11 knoop (n = 5);
- schepen met een lengte van 100 m, snelheid 13 – 16 knoop (n=6).



Figuur Fout! Geen tekst met de opgegeven stijl in het document..1: de gemiddelde bronniveaus (L_{eq}) van diverse schepen, gemeten volgens militaire standaards, in 1/3-octaf bandbreedte en in dB re $1 \mu Pa^2 m^2$.

Een ander voorbeeld wordt gegeven in figuur **fout! geen tekst met de opgegeven stijl in het document..2** waarin het bronniveau van de volgende schepen wordt getoond:

- Containerschip, varend op max. snelheid (27 knoop);
- Visserij schip met uitgevoerde GOV trawl (4 knoop);
- Grote SES-veerboot voor 750 pass. en 250 auto's (30 knoop).

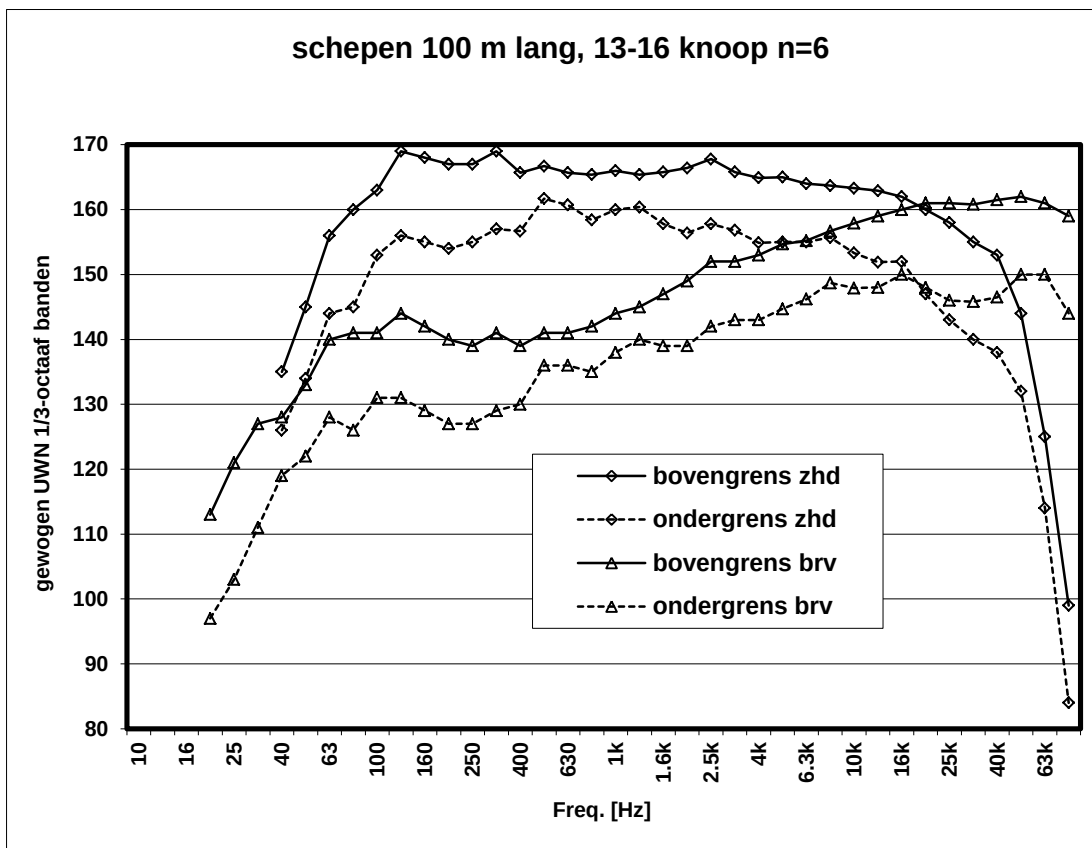


Figuur Fout! Geen tekst met de opgegeven stijl in het document..2: de gemiddelde bronniveaus (L_{eq}) van diverse schepen, gemeten in 1/3-octaf bandbreedte en in dB re $1 \mu\text{Pa}^2 \text{m}^2$.

Geconcludeerd kan worden dat het maximum van scheepsgeluid (gemeten in tertsbanden) rond 190 dB, bij een frequentie rond 80 Hz, ligt. Aangezien er geen geluidgegevens bekend zijn van de diverse typen schepen die betrokken zijn bij de aanleg, exploitatie en afbraak van windturbineparken, worden hierna schepen van *100 m lengte, varende met 13 – 16 knoop* als uitgangspunt voor de berekening van de verstoring van bruinvissen en zeehonden gehanteerd.

Verstoring van bruinvissen en zeehonden door scheepsgeluid

In figuur **fout! geen tekst met de opgegeven stijl in het document..3** wordt het spreidingsgebied getoond van 6 koopvaardijsschepen met een lengte van ca. 100 m, varende tussen 13 en 16 knoop. De spectra zijn gemeten volgens militaire normen (STANAG 1136) en daarna gewogen voor het gehoorfilter van de zeehond en de bruinvis. Corresponderende bronniveaus worden gegeven in tabel **fout! geen tekst met de opgegeven stijl in het document..2**. Duidelijk is te zien dat voor de zeehond het gebied tussen 100 Hz en 10 kHz bepalend is voor het door het dier, ontvangen niveau. Voor de bruinvis is dit echter het gebied rond 50 kHz.



Figuur Fout! Geen tekst met de opgegeven stijl in het document..3: spreidingsgebied van het uitgestraald geluid van 6 koopvaardisschepen met een lengte van ca. 100 m en een vaarsnelheid tussen 13 – 16 knoop. Voor zeehond en bruinvis gewogen bronniveau in 1/3-octaf banden en in dBw re 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{m}^2$.

Tabel Fout! Geen tekst met de opgegeven stijl in het document..2: spreidingsgebied van scheepsgeluid (schepen ca. 100 m lang, 13-16 knoop, n=6). Bronniveau in dB re 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{m}^2$, breedband en gewogen voor zeehond en Bruinvis

	Breedband	Zeehond gewogen	Bruinvis gewogen	Avoidance radius zeehond	Avoidance radius Bruinvis
Bovengrens	195	180	171	4800 m ¹⁾	2800 m ¹⁾
Ondergrens	182	171	159	1700 m ¹⁾	800 m

1) Omdat het gebruikte propagatiemodel bij afstanden groter dan 1 km minder nauwkeurig is, zijn de afstanden richtwaarden.

Bij de berekening werd uitgegaan van redelijk hoge scheepsgeluidsniveaus (overigens niet van de hoogst mogelijke waarden!). In dat licht bezien lijken de resultaten niet onrealistisch. Bekend is dat bruinvissen luidruchtige schepen niet op korte afstand naderen; voor zeehonden zijn geen gegevens in de literatuur bekend om deze resultaten te kunnen controleren.