

Offshore windpark GEMINI

Effecten van aanleg op zeezoogdieren

Dr. F. Heinis
22 mei 2013



*onderzoek en advies in
waterbeheer en ecologie*

Inhoud

1	Inleiding	4
2	Methodologie Effectenanalyse	5
2.1	Mogelijke effecten van onderwatergeluid op zeezoogdieren en hun voedsel (vissen)	5
2.2	Effecten van aanleg – heien van funderingen	7
2.2.1	Grootheden en eenheden onderwatergeluid	7
2.2.2	Uitgangspunten bij de bepaling van het brongeluid en de verspreiding ervan.....	8
2.2.3	Effecten van heien op bruinvissen en zeehonden in veldsituaties.....	9
2.2.4	Berekening van effecten door heien op bruinvissen en zeehonden	11
2.2.5	Mijdingseffecten door heien van Gemini bij bruinvissen en zeehonden	14
2.2.6	TTS/PTS- effecten door heien van Gemini bij bruinvissen en zeehonden	15
2.2.7	Effecten op vissen als voedsel voor bruinvissen en zeehonden.....	17
2.2.8	Resultaten effectberekeningen samengevat.....	18
3	Effectenanalyse zeezoogdieren	20
3.1	Effecten van onderwatergeluid tijdens de bouwphase op zeezoogdieren	20
3.1.1	Uitgangspunten geluidsniveaus.....	20
3.1.2	Omvang berekende mijdings- en TTS/PTS-zones voor bruinvissen en zeehonden	21
3.2	Gevolgen voor de bruinvispopulatie	21
3.2.1	Gevolgen van verlies van foerageergebied (mijden van omgeving heilocatie)	21
3.2.2	Gevolgen van effecten op het gehoor (TTS/PTS).....	23
3.2.3	Gevolgen van (variaties in) het heischema voor bruinvissen	25
3.3	Gevolgen voor Nederlandse zeehondenpopulaties	27
3.3.1	Gevolgen van verlies van foerageergebied (mijden van omgeving heilocatie)	27
3.3.2	Gevolgen van effecten op het gehoor (TTS/PTS).....	29
3.3.3	Gevolgen van (variaties in) het heischema voor zeehonden.....	30
4	Effecten op Natura 2000-gebieden.....	31
4.1	Waddenzee	31
4.2	Noordzeekustzone	32
4.3	Borkum Riffgrund	33
4.4	Niedersächsisches Wattenmeer.....	35
5	Overige gebieden – Borkumse Stenen.....	37

6	Referenties.....	40
---	------------------	----

BIJLAGEN

1 Inleiding

De voorliggende notitie vervangt de effectbepalingen- en beoordelingen uit de passende beoordeling van 19 oktober 2012 en het addendum van 18 januari 2013 voor de beide Gemini windparken, voor zover betrekking deze betrekking hebben op de mogelijke effecten van het heiwerk voor deze windparken op zee, op zeezoogdieren. In deze notitie zijn de meest recente publicaties en resultaten van lopend onderzoek gebruikt om tot een nauwkeuriger bepaling van de mogelijke effecten te komen en deze op een realistischer wijze te beoordelen. Daartoe is in de periode januari – april 2013 door Rijkswaterstaat en enkele initiatiefnemers van in voorbereiding zijnde windparken de Werkgroep Onderwatergeluid¹ bijeengebracht, bestaande uit in dit vakgebied leidende deskundigen op het gebied van onderwatergeluid en mariene ecologie.

Sinds het verschijnen van een aantal passende beoordelingen voor windparken op zee in de periode 2008 / 2009, is de kennis over de propagatie van onderwatergeluid en de mogelijke effecten daarvan op zeezoogdieren namelijk sterk toegenomen. Zo zijn nieuwe onderzoeksresultaten beschikbaar op grond waarvan de in eerdere passende beoordelingen aangehouden verstoringsafstanden van 12 en 80 km voor respectievelijk bruinvissen en zeehonden dienen te worden herzien. Uit resultaten van experimenteel onderzoek blijkt namelijk dat de verstoringsdrempels voor zeezoogdieren niet altijd in lijn zijn met wat op grond van de gehoordrempels werd verwacht. De verstoringsafstanden voor de zeehond (en daarmee het totale effectgebied) zijn aanmerkelijk kleiner dan gedacht, terwijl die voor de bruinvis gemiddeld genomen groter zijn. Uit een door TNO ontwikkeld geavanceerd model voor de voortplanting van onderwatergeluid blijkt bovendien dat, bij een gegeven verstoringsdrempel, de verstoringsafstanden aan de bodem en het oppervlak van de waterkolom aanzienlijk kunnen verschillen.

Er zijn ook inzichten in effecten die voorheen buiten beschouwing bleven, zoals de toenemende verhoging van de gehoordrempel als gevolg van repeterend pulsgeluid (zoals bij heiklappen), die afhankelijk blijkt van de herstelperiode tussen de pulsen. Daardoor ontstond het inzicht dat bij de beschrijving en beoordeling van de mogelijke effecten op de gehoordrempel rekening moet worden gehouden met het optreden van tijdelijke of permanente ‘threshold shifts’ als gevolg van de gehele serie opeenvolgende klappen bij het in de bodem heien van een paal. Voorheen werd alleen naar de gevolgen van één enkele klap gekeken. Een ander inzicht dat in dit kennistrject ontstond was dat het zowel uit oogpunt van verstoring als de mogelijke effecten

¹ De Werkgroep Onderwatergeluid is op initiatief van Rijkswaterstaat Dienst Noordzee (thans Rijkswaterstaat Zee en Delta) begin 2013 opgericht. Deelnemers zijn afkomstig van Rijkswaterstaat, Directoraat-generaal Ruimte en Water, TNO, SEAMARCO, IMARES, Arcadis en HWE. De werkgroep had als doel om op grond van de meest recente wetenschappelijke inzichten te komen tot een breder gedragen redeneerlijn voor het bepalen en beoordelen van effecten van heigeluid op zeezoogdieren.

op de gehoordrempel beter is om, wanneer het heiwerk eenmaal is begonnen, de totale doorlooptijd daarvan zo kort mogelijk te houden - óók indien geen significante effecten te verwachten zijn.

Gegeven de snelle kennisontwikkeling is na het afsluiten van (het addendum op) de passende beoordeling voor de Gemini windparken besloten om de reikwijdte en aard van de mogelijke effecten op zeezoogdieren als gevolg van heiwerkzaamheden op zee opnieuw tegen het licht te houden, met behulp van de al genoemde werkgroep. De resultaten daarvan zijn in deze notitie samengevat en kunnen ook voor volgende vergunningaanvragen een uitgangspunt zijn. Tevens is dit een basis om, waar dat in het kader van de Gemini-projecten aan de orde is, de eerder voor deze of andere projecten voorspelde effecten, dan wel de waardering daarvan te actualiseren.

2 Methodologie Effectenanalyse

2.1 MOGELIJKE EFFECTEN VAN ONDERWATERGELUID OP ZEEZOOGDIEREN EN HUN VOEDSEL (VISSEN)

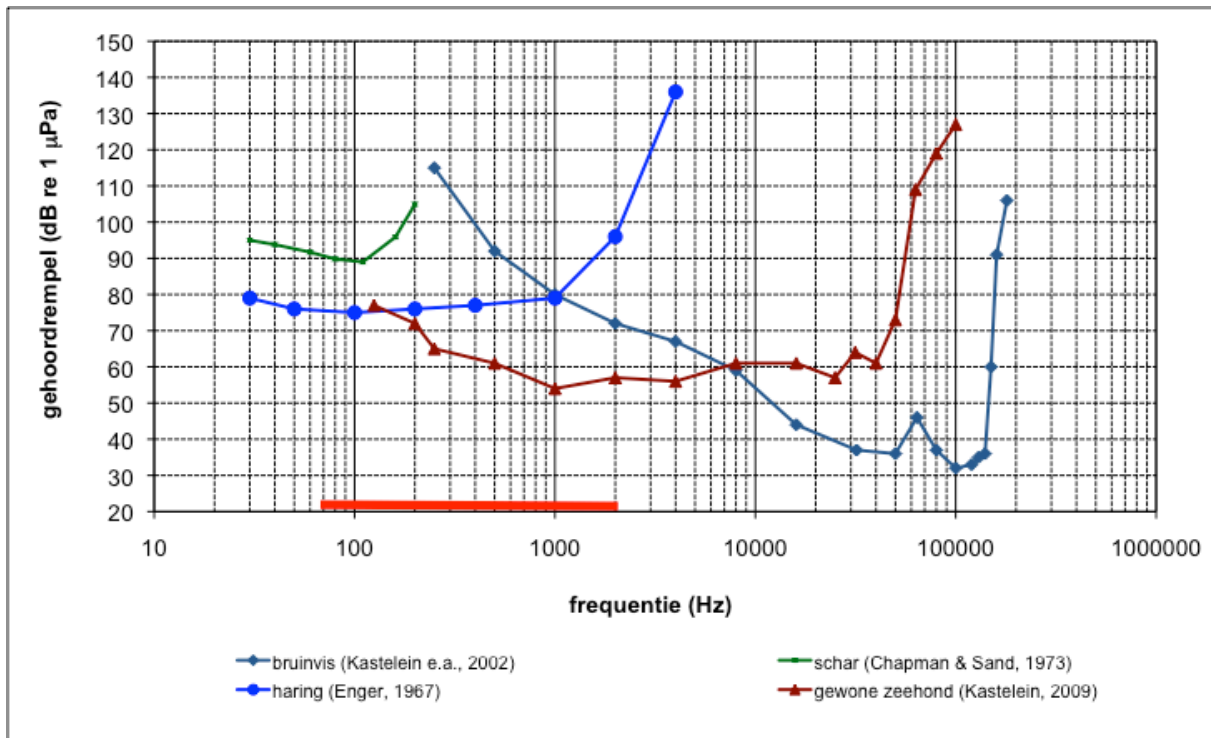
Onderwatergeluid kan mariene organismen al naar gelang het geluidsdrukkniveau en de frequentie op verschillende manieren beïnvloeden (e.g. Richardson e.a., 1995; Kastelein e.a., 2008). In de literatuur worden meestal zones van geluidsbeïnvloeding onderscheiden, lopend van een zone waarbij het geluid 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 geluidssterkte heeft als de door de dieren zelf of hun prooien of predatoren geproduceerde geluiden. Dit hindert met name dieren die voor het opsporen van prooien van het gehoor afhankelijk zijn. Zo maken veel zeezoogdieren gebruik van echolocatie, waaronder de bruinvis. In het geval van het aan de aanleg en aanwezigheid van windparken gerelateerde geluid speelt dit laatste echter een beperkte 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 2-1). Bij zeehonden ligt de gehoordrempel voor frequenties beneden de 8 kHz lager dan bij de bruinvis. Zeehonden lokaliseren hun prooien met hun snorharen en op zicht, maar mogelijk ook op het gehoor. Het is niet ondenkbaar dat zeehonden de laagfrequente geluiden die vissen maken kunnen horen en deze informatie gebruiken bij het lokaliseren van hun prooien.

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 maatgevend ten opzicht van het hierna genoemde (gevoeliger) binnenoor.
- 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 *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 2-1 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. 500 en 40.000 Hz en bruinvissen, die in hun optimale hoorbaarheidsgebied gevoeliger dan zeehonden zijn, tussen ca. 8.000 en 160.000 Hz. Vissen horen het best bij veel lagere frequenties die liggen tussen ca. 50 en 1.000 Hz.



Figuur 2-1: Audiogrammen voor bruinvis, gewone zeehond en twee maatgevende vissoorten (een gehoorspecialist en een gehoorgeneralist). De rode horizontale balk geeft weer in welk deel van het geluidsspectrum de meeste energie van het heigeluid zit (bij de bron).

2.2 EFFECTEN VAN AANLEG – HEIEN VAN FUNDERINGEN

2.2.1 Grootheden en eenheden onderwatergeluid

Bij de beschrijving van het onderwatergeluid, waaraan dieren kunnen worden blootgesteld, worden verschillende grootheden en eenheden onderscheiden. In deze notitie en bijbehorende bijlagen zijn de volgende akoestische grootheden met bijbehorende eenheden gebruikt:

- Bronniveau (Source Level): het geluidsdrumniveau (Sound Pressure Level) in tertsbanden op 1 meter van de geluidsbron; eenheid: dB re $1 \mu\text{Pa}^2\text{m}^2$ (in oudere literatuur ook wel dB re μPa op 1m of dB re $\mu\text{Pa-m}$);
- Breedband geluidsdrumniveau (broadband Sound Pressure Level): het, over de tijd gemiddelde kwadratische geluidsdrumniveau voor continue geluiden (zoals scheepsgeluid) of het over de pulsduur gemiddelde geluidsdrumniveau voor pulsgeluiden (zoals heigeluid); eenheid: dB re $1 \mu\text{Pa}^2$;
- Geluidblootstellingsniveau (Sound Exposure Level): het totale, over een bepaalde tijdsduur geïntegreerde kwadratische geluidsdrumniveau; wordt als grootheid zowel bij continue als bij pulsgeluiden gebruikt; eenheid: dB re $1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$.

2.2.2 Uitgangspunten bij de bepaling van het brongeluid en de verspreiding ervan

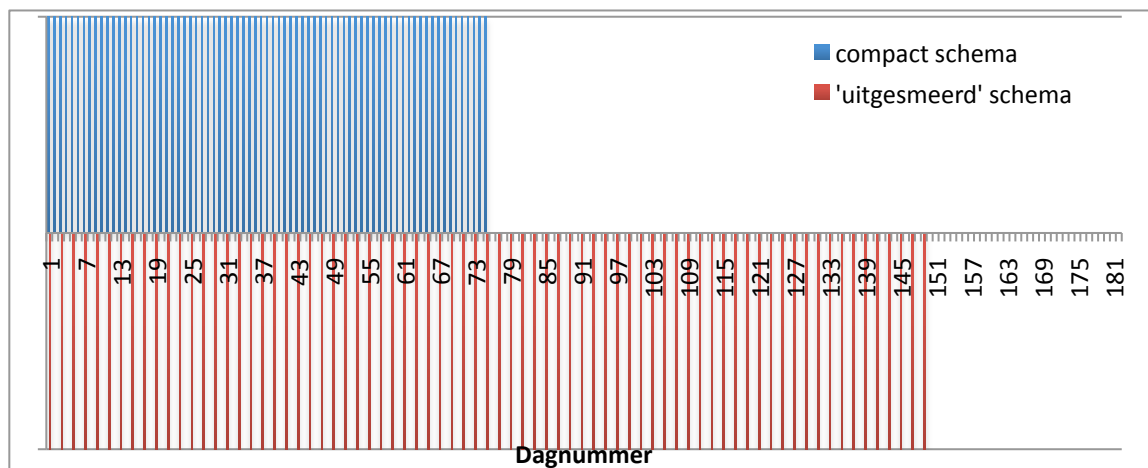
Uit metingen rond diverse heilocaties blijkt dat het heien van de windturbinefunderingen tot zeer hoge geluidsniveaus onder water kan leiden. Het meest intensieve meetprogramma is uitgevoerd bij de aanleg van het offshore windpark Prinses Amalia (de Jong & Ainslie, 2012). Bij de voor windpark Prinses Amalia gebruikte funderingen bedroeg de paaldiameter 4 m en werd geheid met een maximale energie van 800 kJ.

Voor de fundering van de Gemini windparken ZeeEnergie en Buitengaats zal gebruik worden gemaakt van monopalen met een maximale diameter van ca. 7 m, wat betekent dat met meer energie zal worden geheid (1.200 tot 1.900 kJ i.p.v. de bij de aanleg van Prinses Amalia gebruikte 800 kJ). Bij de berekeningen voor de Gemini windparken is aangenomen dat eenzelfde percentage van de klapenergie (als bij het Prinses Amalia windpark) wordt omgezet in geluidenergie. Dit betekent dat het over de frequentiebanden gesommeerde bronniveau bij de aanleg van de Gemini parken per heiklap 4 dB groter zal zijn en maximaal 225 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{m}^2$ zal bedragen (zie ook de integraal als bijlage 1 opgenomen memo van TNO).

Voor het bepalen van de voortplanting van het onderwatergeluid als gevolg van het heien voor de Gemini windparken is een realistisch, met de 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 die fase wordt gecontroleerd of de paal verticaal de grond in gaat en hoe deze reageert op het heien. In de daaropvolgende ca. 30 minuten wordt de hei-energie opgevoerd tot maximaal vermogen (= ca. 90% van het volledige vermogen van de heihamer). Na 40 minuten wordt verder ononderbroken op maximaal vermogen geheid. In de berekeningen is uitgegaan van de worst case situatie dat voor het heien van één paal voor de Gemini windparken 5.000 heiklappen nodig zijn. Bij ca. 10% van de palen zou dit incidenteel voor kunnen komen (de verwachting is ca. 4.500 heiklappen). Voor 90% van de palen zal met ca. 3.500 heiklappen kunnen worden volstaan. Uitgaande van dit worst case heiscenario zijn berekeningen voor situaties met gemiddelde windcondities en voor windstilte uitgevoerd (tijdens storm wordt niet geheid). Voor overige parameters, zoals de geluidssnelheid in het water en de bodem en de bodemabsorptie zijn realistische waarden gekozen (zie verder bijlage 1).

Bij de interpretatie van berekende effecten van het door heien gegenereerde onderwatergeluid op mariene organismen is verder het te hanteren heischema van belang. Het Gemini project bestaat uit twee windparken van elk 75 turbines (ZeeEnergie en Buitengaats). Het heien van een windturbinefundering zal maximaal 4 uur duren. Uitgaande van de aanleg van één windpark per bouwseizoen van 6 maanden (juli – december) zou dat betekenen dat er zo'n 300 uur per seizoen wordt geheid (75 palen x 4 uur). In de passende beoordeling is ervan uitgegaan dat elke 48 uur een paal zou worden geheid. Deze periode is destijds ruim gekozen, omdat nog niet alles bekend was over de het beschikbare materieel en het ontwerp van de palen. Dat betekent dat in die 48 uur gedurende ca. 4 uur sprake is van verhoogde geluidsniveaus. Om verschillende

redenen bestaat bij de initiatiefnemer en de insprekers de wens om – als de weersomstandigheden dat toelaten – een compacter heischema te hanteren, wat ertoe kan leiden dat eens per etmaal of vaker een turbinefundering wordt geheid. Dit betekent dat er per etmaal langer sprake is van verhoogde onderwatergeluidsniveaus. Anderzijds blijft de totale duur van de verstoring gelijk (maximaal 75 x 4 uur) en zal het in dat seizoen te bouwen windpark eerder klaar zijn, waarmee de rust eerder terugkeert. In onderstaande Figuur 2-2 is een compact en een meer over de tijd uitgesmeerd aanlegsschema schematisch weergegeven. Er is hierbij geen rekening gehouden met uitvaldagen als gevolg van ongunstige weersomstandigheden e.d. Bij de effectbepaling is, naast het eerder gehanteerde aanlegsschema van 1 turbinefundering per 48 uur ook onderzocht in hoeverre een compacter schema van 1 turbinefundering per etmaal tot (een) andere (beoordeling van de) effecten zou kunnen leiden.



Figuur 2-2 Theoretisch aanlegsschema bij een compacte aanleg van 1 turbinefundering per etmaal (boven in blauw) of een over de tijd meer uitgesmeerd schema van 1 turbinefundering per 48 uur (onder in rood). Er is geen rekening gehouden met uitval van dagen als gevolg van ongunstige weersomstandigheden, materiaalpech e.d.

2.2.3 Effecten van heien op bruinvissen en zeehonden in veldsituaties

Het door de heiwerkzaamheden veroorzaakte geluid is onder water 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 terugkeerden. 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 (Dähne e.a., 2013; Haelters e.a., 2012). Hieruit bleek dat tijdens het heien tot op afstanden van respectievelijk 20 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, gedurende enkele dagen mijding door bruinvissen kan optreden. Algemene relaties tussen karakteristieken van het windpark (waterdiepte, bodemeigenschappen, funderingstype, etc.) en de waargenomen mijdingsafstand zijn uit de gegevens echter 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). 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. Uit simultaan uitgevoerde visuele waarnemingen vanaf een schip bleek dat geen zeehonden binnen het windpark werden gezien op dagen dat werd geheid.

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 heiwerkzaamheden 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 heideactiviteiten 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 was van de met de aanleg gepaard gaande zeer hoge onderwatergeluidsniveaus, waardoor de dieren uit de omgeving van de zandplaten wegtrokken.

De resultaten van veldonderzoek leveren geen informatie op die geschikt is om de omvang en reikwijdte van eventuele effecten van het onderwatergeluid door heien voor de Gemini windparken op zeehonden in te kunnen schatten. De beschikbare gegevens hebben vooral betrekking op waarnemingen aan zeehonden op nabij gelegen zandplaten; de Gemini windparken worden echter op ca. 60 km van de kust gesitueerd, ver van de rustplaatsen.

2.2.4 Berekening van effecten door heien op bruinvissen en zeehonden

Het is niet mogelijk om alleen op basis van de resultaten van de genoemde veldstudies kwantitatieve uitspraken te doen over de mogelijke effecten van door heien veroorzaakt onderwatergeluid op zeezoogdieren. De aard en omvang van de effecten op bruinvissen en zeehonden zijn daarom voor de Gemini windparken bepaald aan de hand van uit onderzoek bekende relaties tussen rond de windparken berekende geluidsniveaus en uit bassinonderzoek bekende gedragsveranderingen bij deze geluidsniveaus, waarbij kan worden aangenomen dat grijze zeehonden vergelijkbare reacties vertonen als gewone zeehonden.

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 zeezoogdieren namelijk sterk toegenomen. Zo zijn er nieuwe onderzoeksresultaten voorhanden waarmee de in eerdere passende beoordelingen gehanteerde verstoringcontouren van respectievelijk 12 km en 80 km voor bruinvissen en zeehonden kunnen worden herzien.

In de afgelopen jaren verschenen resultaten van experimenteel onderzoek hebben, in tegenstelling tot wat men op grond van de audiogrammen zou verwachten (zie Figuur 2-1), uitgewezen dat zeehonden, ondanks de lagere gehoordrempel in het relevante deel van het geluidsspectrum, minder gevoelig op onderwatergeluid reageren dan bruinvissen (o.a. SEAMARCO, 2011). Daarnaast is een door TNO ontwikkeld propagatiemodel beschikbaar gekomen waarmee de voortplanting van onderwatergeluid beter kan worden berekend dan ten tijde van eerdere passende beoordelingen. Voor het Geminiproject werd het daarom na het opstellen van de bij de aanvraag gevoegde passende beoordeling noodzakelijk geacht om op grond van de meest recente inzichten en rekenmethoden een nieuwe inschatting te maken van de ruimtelijke reikwijdte van de mogelijke effecten van door heien op zee veroorzaakt onderwatergeluid. Specifiek gaat het daarbij om de mogelijke effecten op bruinvissen en

zeehonden die zich in het water bevinden. In verband daarmee is in overleg tussen Rijkswaterstaat en enkele initiatiefnemers van in voorbereiding zijnde windparken de Werkgroep Onderwatergeluid² samengesteld waarin enkele in dit vakgebied leidende ecologen hebben deelgenomen, om op basis van actuele kennis de uitgangspunten voor nieuwe effectberekeningen vast te stellen.

Voorts is door TNO op basis van eerdere monitoring bij andere windparken een schatting gemaakt van het brongeluid van de heikwerkzaamheden voor de Gemini windparken. Op basis daarvan heeft TNO de geluidvoortplanting berekend met het propagatiemodel AQUARIUS. De resultaten zijn weergegeven in onderwatergeluidkaarten, waarin de verdeling van de ruimtelijke geluidsimmissies als gevolg van een enkele heiklap is weergegeven.

Vervolgens is voor bruinvissen en zeehonden bepaald op welke afstand van de heilocatie de drempelwaarden voor **mijding** worden overschreden (zie hierna). Daarnaast is berekend welke geluidbelasting bruinvissen en zeehonden die zich in de nabijheid van de heilocatie 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)³ 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 uiteenlopende waarden beschikbaar waren, dan zijn door de eerder genoemde Werkgroep Onderwatergeluid op grond van een deskundigenoordeel gemotiveerde inschattingen gemaakt. Tabel 2-1 bevat een overzicht van de criteria die bij het bepalen 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 1 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 4,9 m/s. Deze waarden zijn aan de hand van diverse bronnen vastgesteld in de Werkgroep Onderwatergeluid (zie ook memo TNO in bijlage 1).

² De Werkgroep Onderwatergeluid is op initiatief van Rijkswaterstaat Dienst Noordzee (thans Rijkswaterstaat Zee en Delta) begin 2013 opgericht. Deelnemers zijn afkomstig van Rijkswaterstaat, Directoraat-generaal Ruimte en Water, 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.

³ TTS: Temporary Threshold Shift; PTS: Permanent Threshold Shift

Tabel 2-1: 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 gehele paal

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

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 bij 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 van 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. Na 1 uur is de TTS gedaald tot 6 dB. Deze drempelwaarde ligt 5 dB boven de drempelwaarde voor 'TTS-onset' (zie de als bijlage 1 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, o.a. vanwege het feit dat geen rekening is gehouden met herstel van het gehoor tussen de klappen, als een voorzichtige drempelwaarde voor 'TTS-onset' worden beschouwd na de cumulatieve blootstelling aan de 5.000 heiklappen als gevolg van het heien van één paal (zie ook de als bijlage 1 opgenomen memo van TNO).

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 μPa^2s (25 min, SPL 152 dB re 1 μPa^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 en 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 10 opgenomen memo van TNO). Voor de bruinvis ligt drempelwaarde voor PTS dus op $SEL_{CUM} = 179$ dB re 1 μPa^2s en voor de zeehond op $SEL_{CUM} = 186$ dB re 1 μPa^2s . PTS is te beschouwen als ernstige TTS, waarvan herstel dagen tot weken zal duren⁴.

2.2.5 Mijdingseffecten door heien van Gemini bij bruinvissen en zeehonden

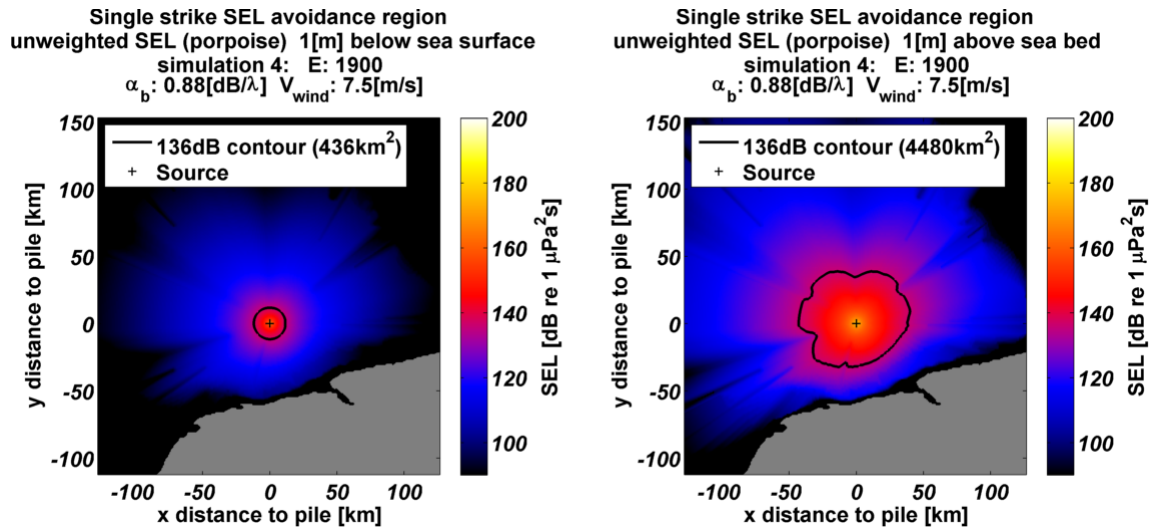
Voor het bepalen van de omvang van tijdelijke mijdingscontouren is ervan uitgegaan dat de geluidsenergie van een enkele (maximale) heiklap maatgevend is. Maximale mijdingscontouren voor de bruinvis en de zeehond zijn daarom berekend aan de hand van de verdeling van de geluidimmissies als gevolg van één heiklap met maximale energie (SEL_{SS}) op 1 m onder de waterspiegel en op 1 m boven de zeebodem.

Kaarten van de berekende geluidsimmissies tijdens heien voor de aanleg van windpark ZeeEnergie zijn voor bruinvissen opgenomen in Figuur 2-3 en voor zeehonden in Figuur 2-4. 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. Het geluid dempt richting de kust sneller uit vanwege de afnemende waterdiepte.

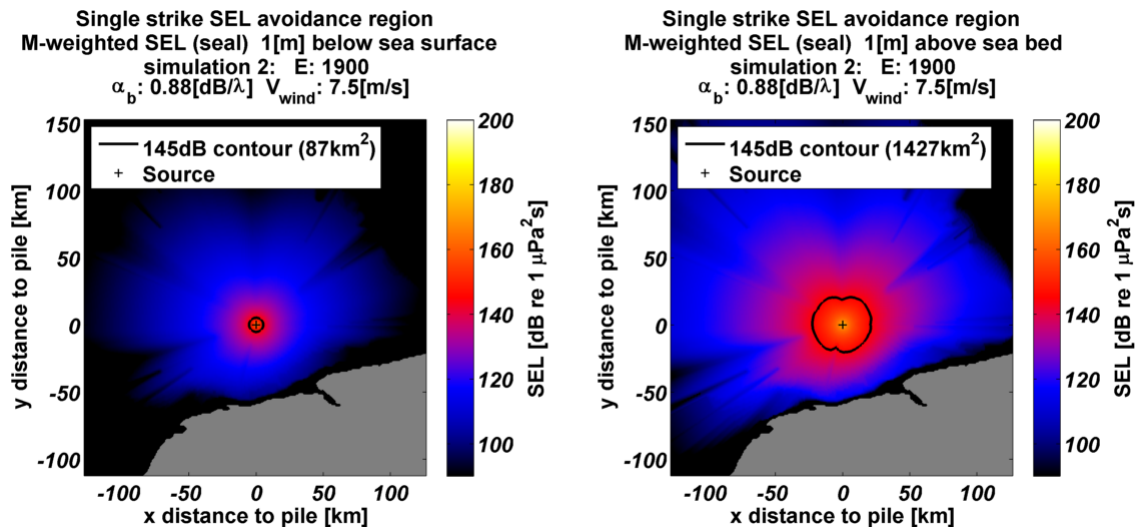
Uit de figuren blijkt dat bij gemiddelde windcondities (= 7,5 m/s) de heillocatie door bruinvissen bij de zeebodem tot op een afstand van ca. 45 km zou kunnen worden gemeden en dat dit op 1 m onder de waterspiegel ca. 12 km is⁵. Deze afstanden zijn gemiddeld genomen wat groter dan de ca. 20 kilometer waarvan eerder werd uitgegaan. Voor zeehonden is de berekende mijdingsafstand een stuk kleiner: bij de bodem ligt deze op 24 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.

⁴ 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 voorzichtigshalve toch gedefinieerd als PTS (Werkgroep Onderwatergeluid).

⁵ Hoger in de waterkolom treedt meer uitdoving op dan dieper in de waterkolom.



Figuur 2-3 Berekende verdeling van SEL_{ss} op een diepte van 1 m onder de waterspiegel (links) en 1 m boven de zeebodem (rechts). Windsnelheid 7,5 m/s. De heilocatie (ZeeEnergie) is weergegeven met het '+' symbool. De zwarte lijnen tonen de contour⁶ waarbinnen de drempelwaarde voor mijding (zie Tabel 2-1) wordt overschreden voor bruinvissen.



Figuur 2-4 Berekende verdeling van SEL_{ss} voor zeehonden (zie verder bijschrift bij Figuur 2-3).

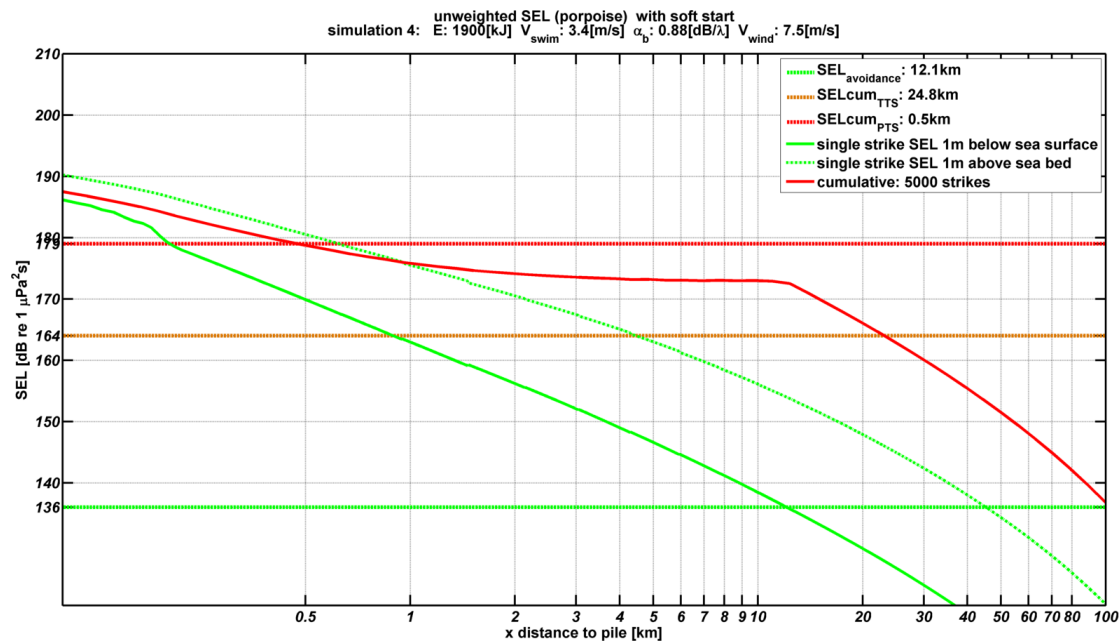
2.2.6 TTS/PTS- effecten door heien van Gemini bij bruinvissen en zeehonden

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:

- Maximaal 1.900 kJ heienenergie / 5.000 heiklappen;

⁶ Het grijze gebied in deze en de volgende figuren toont de Nederlandse kust.

- Bij aanvang van de heiwerkzaamheden bevinden de dieren zich ergens bij de bodem (worst case);
- 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 heilocatie;
- Dieren stoppen met zwemmen zodra de afstand t.o.v. de heilocatie is bereikt waarop de geluidsdosis als gevolg van 1 heiklap lager of gelijk is aan de drempelwaarde waarop mijding optreedt.

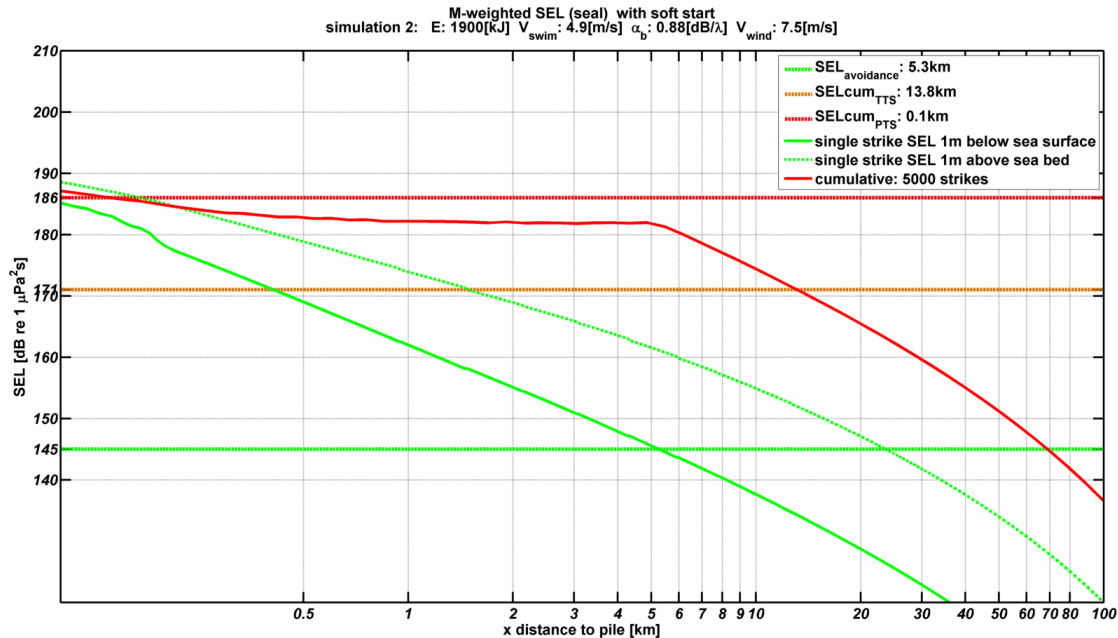


Figuur 2-5 Berekende verdeling van de SEL_{ss} (locatie ZeeEnergie) op een diepte van 1 m onder de waterspiegel (groene doorgetrokken curve) en op 1 m boven de zeebodem (groene gestippelde curve) en de SEL_{cum} waaraan een bruinvis wordt blootgesteld gedurende het complete heiscenario voor één windturbinefundatie (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 Tabel 2-1). De snijpunten van de groene curves (SEL_{ss}) met de groene horizontale lijn geven de mijdingsafstand voor bruinvissen op 1 m onder de waterspiegel (~12 km) en op 1 m boven de bodem (~45 km). De snijpunten van de rode lijn met de rode en oranje stippellijnen geven de 'PTS-afstand' (~0.5 km) en 'TTS-afstand' (~25 km).

In Figuur 2-5 en Figuur 2-6 zijn de resultaten van de berekeningen voor respectievelijk bruinvissen en zeehonden bij gemiddelde windcondities voor de locatie ZeeEnergie weergegeven⁷. Uit de figuren is af te 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 25 km. Zeehonden en

⁷ Dit zijn de meest waarschijnlijke condities op de Gemini locaties tijdens de heiwerkzaamheden.

bruinvissen die zich bij de start van de heiwerkzaamheden op respectievelijk 10 en 18 km van de heillocatie of minder bevinden, zullen een TTS van meer dan een uur ondervinden (resultaten niet in figuren weergegeven). Bruinvissen en zeehonden die zich bij de start van het heien op afstanden van respectievelijk 0,1 en 0,5 km van de heillocatie bevinden zouden PTS kunnen oplopen. Onder windstille omstandigheden, die in de praktijk vrijwel niet voorkomen⁸, zijn de afstanden ongeveer 1,5 maal zo groot. De volledige resultaten van de berekeningen, inclusief de resultaten van locatie Buitengaats, zijn opgenomen in de als bijlage 1 bijgevoegde memo van TNO.



Figuur 2-6 Berekende verdeling van de SEL_{SS,W} (locatie ZeeEnergie) 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 Tabel 2-1). 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 (~25 km). De snijpunten van de rode lijn met de rode en oranje stippellijnen geven de 'PTS-afstand' (~0.1 km) en 'TTS-afstand' (~14 km).

2.2.7 Effecten op vissen als voedsel voor bruinvissen en zeehonden

In verschillende studies worden de effecten van heiwerk voor 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

⁸ Op basis van langjarige gegevens is berekend dat op ca. 0,1% van de dagen windstille condities heersen op 10 m boven het wateroppervlak.

afstanden bloot te stellen aan het door de heilactiviteiten 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) op grond van een aantal 'worst case' aannamen drempelwaarden voor tijdelijke gehoorschade bij grotere vissen (> 2 g versgewicht) en kleine vissen (< 2 g versgewicht) van respectievelijk SEL 187 en 183 dB 1 re $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ voorgesteld (Oestman e.a., 2009).

Recent is echter een tweetal publicaties verschenen waaruit blijkt dat vissen na blootstelling aan zeer hoge niveaus van met heiklappen overeenkomend pulsgeluid nog geen schade oplopen (Halvorsen e.a., 2012a en b). Bij *Trinectes maculatus*, een (Amerikaanse) platvissoort zonder zwemblaas werden bij een cumulatieve SEL van 216 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ 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 op grond van deze resultaten in Halvorsen e.a. (2012b) dat de door de FHWG (Oestman e.a., 2009) voorgestelde criteria te conservatief zijn. De door TNO berekende maximale SEL waarden voor het heien van een fundering voor de Gemini windparken zijn beduidend lager dan de waarden waarbij volgens Halvorsen e.a. (2012a en b) effecten op vissen zouden kunnen optreden (zie bijvoorbeeld Figuur 2-5).

Het lijkt er op dat vissen minder gevoelig voor onderwatergeluid zijn dan door de FHWG is verondersteld. Voorlopig zijn de door deze groep voorgestelde criteria echter nog niet aangepast en daarom worden ze hier voorzichtigheidshalve als maatgevend voor het mogelijk optreden van tijdelijke effecten op het gehoor van vissen beschouwd. De FHWG-drempelwaarden voor het optreden van tijdelijke effecten op het gehoor van vissen liggen met een SEL van 187 en 183 dB 1 re $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ voor kleine en grotere vissen beduidend boven die voor $\text{TTS}_{\text{onset}}$ van bruinvissen en zeehonden (respectievelijk 164 en 171 dB 1 re $\mu\text{Pa}^2\text{s}$). Ze liggen zelfs nog boven gehanteerde grenswaarde voor PTS bij bruinvissen (179 dB 1 re $\mu\text{Pa}^2\text{s}$) en liggen in dezelfde orde van grootte als de PTS van de zeehond (186 dB 1 re $\mu\text{Pa}^2\text{s}$). De contouren waarbinnen, uitgaande van de conservatieve criteria van de FHWG, effecten op vissen zouden kunnen optreden zijn daarom beduidend kleiner dan de effectcontouren van bruinvissen en zeehonden. Er ('worst case') van uitgaande dat vissen niet van het geluid zullen wegzwemmen, liggen deze voor vissen groter dan 2 g in de orde van enkele kilometers. Het aantal vissen dat hierdoor kan worden beïnvloed is ten opzichte van de totale Noordzeepopulatie verwaarloosbaar. Effecten op de beschikbaarheid van vis als voedsel voor bruinvissen en zeehonden zijn daarom uit te sluiten.

2.2.8 Resultaten effectberekeningen samengevat

In onderstaande Tabel 2-2 zijn de belangrijkste, in de voorgaande gepresenteerde resultaten van de berekeningen van de effecten van heien voor de aanleg van Gemini op bruinvissen en zeehonden samengevat. Voor zeehonden is een zone waarbinnen **mijding** zou kunnen optreden

berekend van 5 km rondom de heillocatie voor dichtbij het wateroppervlak zwemmende dieren en 24 km voor dieren die zich dichtbij de bodem bevinden. Vanwege de grotere gevoeligheid en lagere zwemsnelheid is dit met afstanden van respectievelijk 12 en 45 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 binnen 14 km van de heillocatie 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 10 km van de geluidsbron bevinden, maar op minder dan 14 km duurt deze TTS minder dan een uur. Voor bruinvissen bedragen de afstanden respectievelijk 25 km en 18 km. Bruinvissen en zeehonden die zich bij aanvangen van het heien binnen 500 m en 100 m van de heillocatie bij de zeebodem bevinden zouden **PTS** kunnen oplopen.

De berekende effectafstanden zijn dermate groot dat effecten op Natura 2000-gebieden, direct dan wel via externe werking, niet bij voorbaat zijn uit te sluiten. De effecten worden daarom nader geanalyseerd in hoofdstuk 3 van deze notitie.

Hiervoor is in paragraaf 2.2.7 aannemelijk gemaakt dat niet is uit te sluiten dat door het heigeluid ook effecten op vissen kunnen optreden. Deze effecten zijn echter van dien aard dat effecten op vispopulaties zijn uit te sluiten en dat de beschikbaarheid van voldoende voedsel voor bruinvissen en zeehonden niet in het geding is.

Tabel 2-2 Samenvatting resultaten effectberekeningen voor Gemini. ZE = locatie ZeeEnergie; BG = locatie Buitengaats. Windsnelheid 7,5 m/s.

Criterium	bruinvis		zeehond	
	ZE	BG	ZE	BG
mijdingsafstand 1 m boven zeebodem (km)	45	38	24	21
mijdingsafstand 1 m onder zeeoppervlak (km)	12	11	5	5
afstand voor TTS-onset (km)	25	22	14	14
afstand voor TTS van 1 uur (km)	18	16	10	9
afstand voor PTS-onset (km)	0,5	0,5	0,1	0,1

3 Effectenanalyse zeezoogdieren

In paragraaf 2.2.7 is geconcludeerd dat tijdens de aanleg van de Gemini windparken op de Noordzee effecten op zeezoogdieren kunnen optreden waarvan niet op voorhand kan worden uitgesloten dat die doorwerken naar instandhoudingsdoelstellingen van Natura-2000 gebieden. 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 nader geanalyseerd in paragraaf 3.1. De eventuele doorwerking van deze effecten naar populaties doelsoorten van Natura 2000-gebieden wordt besproken in paragraaf 3.2.

Deze paragrafen vervangen de paragrafen 7.5.1 en 7.5.2 (nadere analyse effecten en beoordeling) van de passende beoordeling van 12 oktober 2012. Aanvulling 4 van het addendum van 18 januari j.l. vervalt eveneens.

3.1 EFFECTEN VAN ONDERWATERGELUID TIJDENS DE BOUWFASE OP ZEEZOOGDIEREN

3.1.1 Uitgangspunten geluidsniveaus

Bij de nadere analyse van de effecten van de door de aanleg van de Gemini windparken veroorzaakte (tijdelijke) toename in het onderwatergeluid zijn de volgende, deels uit paragraaf 2.2.5 overgenomen uitgangspunten van belang:

- De resultaten van de geluidsmetingen tijdens het heien rond windpark Prinses Amalia zijn representatief voor de planlocaties van Gemini;
- Het bronniveau van het heiwerk voor windpark Prinses Amalia is voor Gemini bij gelijkblijvend geluidsspectrum opgeschaald naar een hogere maximale hei-energie (1.900 kJ i.p.v. 800 kJ). Dit is het maximale niveau dat zal worden gebruikt en dat bij het heien van maximaal 10% van de palen voor Gemini nodig zal zijn, voor de overige ligt de verwachte maximaal benodigde hei-energie rond 1.200 kJ⁹;
- Er wordt geheid volgens een realistisch 'soft start' scenario;
- Voor de door bruinvissen en zeehonden ontvangen geluidsdoses als gevolg van zowel een enkele heiklap (SEL_{ss}) als 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 gemiddelde windcondities (7,5 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 een overleg van de door Rijkswaterstaat Dienst Noordzee (thans Rijkswaterstaat Zee en Delta) ingestelde Werkgroep Onderwatergeluid;

⁹ Als gevolg van variaties in de bodemsamenstelling op de planlocaties voor Gemini kan voor 90% van de funderingen gebruik worden gemaakt van palen met een geringere diameter dan 7 m. Dit betekent dat de benodigde hei-energie ook lager is.

- Dieren die zich bij aanvang van de heiwerkzaamheden binnen de contour bevinden waar de drempelwaarde voor mijding wordt overschreden, bevinden zich bij de bodem en zwemmen na twee klappen naar het wateroppervlak, om het gebied vervolgens te verlaten door in een rechte lijn van de geluidsbron weg te zwemmen (zeehond 4,9 m/s, bruinvis 3,4 m/s).

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

De in hoofdstuk 2 gepresenteerde resultaten van berekeningen leiden tot de in Tabel 2-2 samengevatte effectafstanden voor mijding en het optreden van tijdelijke dan wel permanente gehoordrempelverhoging. In Tabel 3-1 zijn de op basis van deze effectafstanden berekende oppervlakten beïnvloed gebied opgenomen.

Tabel 3-1: Schatting van geluidseffecten van de aanleg van Gemini (locatie ZeeEnergie) op zeezoogdieren, uitgedrukt in afstand t.o.v. de heilocatie (km), opp. beïnvloed gebied (in km²) en aandeel (%) dat de oppervlakte beïnvloed gebied uitmaakt van de oppervlakte van het Nederlandse- en het Duitse deel van het Continentaal Plat (respectievelijk NCP en DCP). De bandbreedten voor mijding geven de waarden voor het effect op een ondiepe positie (1 m onder waterspiegel) en een diepe positie (1 m boven zeebodem). De resultaten voor locatie Buitengaats zijn opgenomen in bijlage 2.

	afstand t.o.v. heilocatie (km)	opp. beïnvloede zone (km ²)	% NCP	% DCP
Bruinvis				
Mijding (oppervlak / bodem)	12 – 45	440 – 4.480	0,8 – 5,1	0 – 3,8
TTS-onset: 6 dB TTS na 1-4 minuten	25	1.960	2,7	0,9
TTS- 1uur: 6 dB TTS na 1 uur	18	1.017	1,6	0,2
PTS-onset:	0,5	1	<< 0,01	0
Zeehonden				
Mijding (oppervlak / bodem)	5 – 24	90 – 1.430	0,2 – 2,1	0 – 0,6
TTS-onset: 6 dB TTS na 1-4 minuten	14	620	1,1	0
TTS- 1uur: 6 dB TTS na 1 uur	10	310	0,5	0
PTS-onset	0,1	0	<< 0,01	0

3.2 GEVOLGEN VOOR DE BRUINVISPOPULATIE

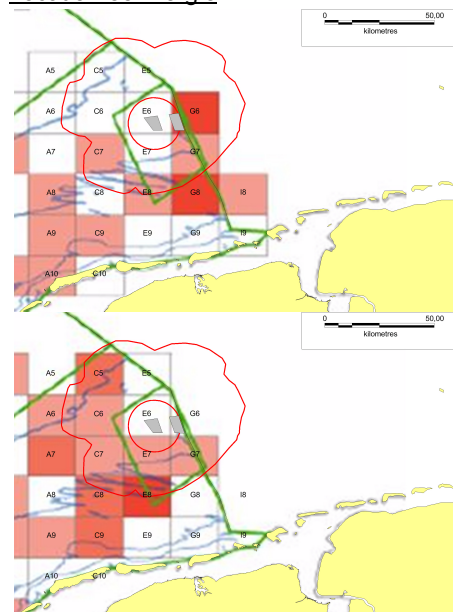
3.2.1 Gevolgen van verlies van foerageergebied (mijden van omgeving heilocatie)

Uit het overzicht in Tabel 3-1 blijkt dat de heiwerkzaamheden tijdens de bouw van het windpark, afhankelijk van de diepte waarop ze zwemmen op afstanden van 12 tot 45 km van de heilocatie een vermijdingsreactie bij **bruinvissen** kunnen veroorzaken. Dit betekent dat 0,8 tot 5,1% van de totale oppervlakte van het NCP tijdelijk niet beschikbaar is om te foerageren. Het aantal hierdoor mogelijk beïnvloede bruinvissen is aan de hand van de door Geelhoed e.a. (2011) op basis van waarnemingen in 2010 gerapporteerde dichtheidskaarten bepaald (zie Intermezzo Berekening van het aantal door heigeluid beïnvloede bruinvissen).

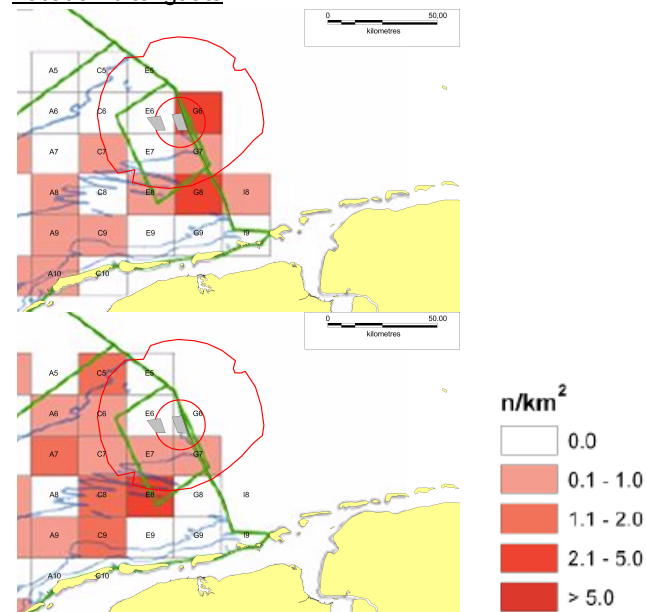
Intermezzo - Berekening van het aantal door heigeluid beïnvloede bruinvissen

De door Geelhoed e.a. (2011) gepresenteerde kaarten geven per 1/9 ICES-kwadrant een range in waargenomen gemiddelde dichtheid van bruinvissen weer (aantal/km²). Per dichtheids categorie is de oppervlakte (km²) van die dichtheids categorie binnen de mijdingscontour bepaald (zie Figuur 3-1). De dichtheidscategorieën zijn gedefinieerd met een ondergrenswaarde en een bovengrenswaarde. Voor de berekening zijn de waarden voor de bovengrens en de ondergrens gemiddeld. Door de som van de berekende oppervlakten te vermenigvuldigen met de bijbehorende gemiddelde dichtheden wordt het aantal, op enig moment in de onderzochte periode (juli of oktober/november) binnen de mijdingscontour verblijvende bruinvissen verkregen. Een complicerende factor is dat de contouren voor een deel het gebied bestrijken waarvan geen gegevens beschikbaar zijn. Dit is ondervangen door in dat deel van de mijdingscontour eenzelfde gemiddelde dichtheid te veronderstellen als berekend voor het deel waarvan wel gegevens zijn.

Locatie ZeeEnergie



Locatie Buitengaats



Figuur 3-1 Uit Geelhoed e.a. (2011) overgenomen dichtheidsverdeling van bruinvissen (aantal/km²) per 1/9 ICES-vak in juli (boven) en oktober/november 2010 (onder). Rode lijnen geven berekende mijdingscontouren weer voor aan de oppervlakte en bodem zwemmende dieren tijdens heiwerkzaamheden voor windpark Gemini, (respectievelijk kleine en grote contour).

Uit deze berekening blijkt dat in het gebied dat wordt ingenomen door de mijdingscontouren rondom de locatie ZeeEnergie, afhankelijk van waar de dieren zich in de waterkolom bevinden, in juli 160 tot een kleine 3.000 bruinvissen aanwezig kunnen zijn. In oktober/november kan het om 75 tot ruim 3.000 dieren gaan.

Voor de locatie Buitengaats zijn de berekende aantallen beïnvloede bruinvissen min of meer vergelijkbaar met die van de locatie ZeeEnergie, maar pakken voor oktober/november wat lager uit, omdat de 'grote' contour minder overlap vertoont met een vak met een relatief grote dichtheid. In juli zouden kunnen 700 tot 3.500 bruinvissen worden beïnvloed en in oktober/november 100 tot iets meer dan 2.000.

Voor de locatie ZeeEnergie zouden in juli zo'n 160 tot een kleine 3.000 bruinvissen in de tijd dat wordt geheid een mijdingsreactie kunnen vertonen. In oktober kan het 75 tot ruim 3.000 mogelijk beïnvloede dieren betreffen. Deze aantallen komen overeen met maximaal 7,5% (juli) en 6,8% (oktober/november) van de dan op het NCP aanwezige bruinvissen. Afgezet tegen de

totale Noordzee populatie van 267.000 tot 465.000 gaat het om percentages van maximaal rond 1%. Het maximaal aantal mogelijk beïnvloede bruinvissen is voor de locatie Buitengaats in de maand juli met 3.500 wat groter, maar als gevolg van het feit dat een groter deel van de contour op Duits grondgebied ligt, is het percentage afgezet tegen de het aantal dan op het NCP aanwezige aantal bruinvissen lager (7%). In oktober kan bij de aanleg van de locatie Buitengaats maximaal 3,4% van de bruinvissen op het NCP worden beïnvloed.

De schatting van het maximale effect heeft betrekking op dieren die zich in de diepere waterlagen bevinden. In de bovenste waterlaag reikt het heigeluid minder ver. Dit betekent dat als ervan wordt uitgegaan dat bruinvissen hun voedsel vooral in de bovenste waterlaag vinden kleinere effectafstanden van toepassing zijn en dat daarmee ook een kleiner aandeel van de populatie wordt beïnvloed. 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 met gemiddelde windsterkten niet tot de kust reiken (waar door bruinvissen wel op bodemvissen wordt gejaagd), is het percentage tijdelijk beïnvloede bruinvissen kleiner dan de eerder genoemde maximale percentages van 6,8% tot 7,5% van het aantal op het NCP aanwezige bruinvissen (of ca. 1% van de totale Noordzeepopulatie). Hoeveel minder is niet bekend, omdat onbekend is op welke hoogte in de waterkolom pelagische vissen in dit deel van de Noordzee overwegend voorkomen.

De conclusie is dat effecten op de bruinvis op populatieniveau kunnen worden uitgesloten omdat het beïnvloede gebied ten opzichte van het totale leefgebied gering is en omdat het om een tijdelijk effect gaat (maximaal 2 bouwseizoenen van 6 maanden). De effecten treden bovendien op buiten de zoogperiode¹⁰. De uit het effectgebied verdreven dieren zullen, zolang de heiwerkzaamheden duren buiten dat gebied foerageren. Als gevolg van het wegtrekken van dieren uit het door geluid beïnvloede gebied kunnen de dichtheden van bruinvissen buiten de mijdingscontour (iets) toenemen. Dähne e.a. (2013) hebben aangetoond dat dit bij de aanleg van het windpark Alpha Ventus over afstanden van 25 tot 50 km vanaf de heilocatie ook werkelijk gebeurt. Aangezien de dieren zich – blijkbaar – over een groot gebied zal dit niet tot een zodanige verdichting van het aantal bruinvissen in het omringende gebied leiden dat concurrentie om voedsel een rol zal gaan spelen.

3.2.2 Gevolgen van effecten op het gehoor (TTS/PTS)

De in deze passende beoordeling gehanteerde drempelwaarde voor ‘TTS-onset’ is voor bruinvissen gebaseerd op resultaten van experimenteel onderzoek door Lucke e.a. (2009; zie notitie TNO in bijlage 1). Het betreft de geluidsdosis (SEL_{cum}) waarbij een tijdelijke verhoging van

¹⁰ Bruinvissen zijn tijdens de zooperiode het meest gevoelig voor verstoring. De zwemsnelheid is dan lager en er is een grotere kans op een effect op eventueel aanwezige moeder-kalf combinaties. meest gevoelige periode. Als een kalf zijn/haar moeder als gevolg van een verstoring kwijtraakt, werkt dat direct door naar de populatie.

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. Deze is afhankelijk van de duur van de blootstelling aan het geluid (hoe langer de blootstelling, hoe hoger de TTS) en het tijdstip na beëindigen van de blootstelling waarop kan worden gemeten (hoe langer na beëindigen gemeten, hoe lager de TTS).

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. Een dier dat gedurende enkele minuten iets minder goed hoort wordt daardoor in zijn functioneren niet belangrijk gehinderd. Effecten van dergelijke kortstondige effecten op populatieniveau zijn op voorhand uit te sluiten. In deze aanvulling op de 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 1 voor uitgangspunten bij deze berekening). De keuze van een uur is enigszins arbitrair, maar is gebaseerd op de aanname dat bij langere tijdsduren (> 2 uur) niet meer kan worden uitgesloten dat de dieren gedurende die tijd problemen ondervinden door een verminderd gehoorvermogen. Dit geldt vooral voor de bruinvis die vanwege een relatief hoog metabolisme gevoelig is voor langere perioden zonder voedsel.
- 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 verhoging zich vrijwel te beperken tot de blootstellingsfrequentie (Kastelein e.a. 2012 & 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 voor het foerageren 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). Dergelijke geluiden dragen onder water echter niet ver en worden door heiwerk niet gegenereerd (zie Figuur 2-1).

De berekende TTS-contour is met 18 km veel kleiner dan de maximale mijdingscontour van 45 km, wat betekent dat het aantal hierdoor beïnvloede bruinvissen ook kleiner is. In het deel van de Noordzee dat door het heien van een paal voor Gemini tot een TTS van meer dan een uur bij bruinvissen zou kunnen leiden, komen in de periode dat zal worden geheid normaliter gemiddeld zo'n 680 (juli) tot 710 (oktober/november) bruinvissen voor (zie Intermezzo 'Berekening van het aantal door heigeluid beïnvloede bruinvissen' voor berekeningswijze). Dit betekent dat respectievelijk 2,2 tot 2,4% van dan dan aanwezige bruinvissen op NCP wordt

beïnvloed (en 0,3% van de totale Noordzeepopulatie). Uit de berekeningen blijkt dat het gebied waarbinnen bij bruinvissen de gehoordrempel permanent wordt verhoogd (PTS) door het heien voor de aanleg van Gemini verwaarloosbaar klein is. De berekeningen geven aan dat minder dan 0,5 bruinvis PTS kan ondervinden.

Uit de resultaten van de berekeningen blijkt dat niet is uit te sluiten dat bruinvissen die zich bij aanvang van de heiwerkzaamheden binnen een bepaalde afstand van de heillocatie bevinden, ondanks dat zij van de geluidsbron wegzwemmen, tijdelijk minder goed zullen horen (TTS). Op de volgende gronden wordt geconcludeerd dat effecten op de totale Nederlandse of Noordzee populatie kunnen worden uitgesloten:

- Het effect is van beperkte duur; bij alle mogelijk beïnvloede bruinvissen treedt volledig herstel op (bij verreweg de meeste binnen enkele uren na verlaten van het beïnvloedingsgebied);
- De tijdelijke verhoging van de gehoordrempel treedt op in het laagfrequente deel van het bruinvisgehoor dat niet of minder van belang is bij het vinden van prooien. Effecten van de tijdelijke verhoging van de gehoordrempel in het frequentiegebied van het heigeluid op het kunnen vinden van prooien kunnen daarom worden uitgesloten.

3.2.3 Gevolgen van (variaties in) het heischema voor bruinvissen

Bij de aanleg van Gemini wordt bij voorkeur een zo compact mogelijk heischema gehanteerd (zie paragraaf 2.2.1, 4^e alinea). De vraag is wat uit oogpunt van ecologie gunstiger is voor bruinvissen: een relatief korte intensieve periode van verstoring, waarin het percentage van de tijd met een verhoogd onderwatergeluidsniveau relatief groot is (17% van de tijd of meer) en het gebied vrijwel continue door bruinvissen zal worden gemeden, of een over een langere periode uitgesmeerde periode van verstoring waarin het onderwatergeluidsniveau gedurende 4 uur per 48 uur (of meer) is verhoogd, waarbij (een deel van) de dieren tussendoor mogelijk in het gebied terugkeren. Bij het beoordelen van de mogelijke gevolgen voor bruinvissen spelen de volgende overwegingen een rol:

- In hoeverre treedt bij verschillende heiscenario's langdurige habitatuitsluiting op en hoe werkt dit door naar de populatie?
- Wat is het belang van het energieverlies dat dieren lijden als zij, eenmaal teruggekeerd in een eerder verstoord gebied dat opnieuw moeten ontvluchten?
- Wat is het gevolg van telkens terugkerende (maximaal 75 keer per seizoen) TTS?

Habitatuitsluiting

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 uiteraard langer voordat weer bruinvisactiviteit wordt waargenomen dan op grotere afstanden ervan. Dähne e.a. (2013) tonen aan dat het gebied rond de heillocaties tijdens de aanleg van windpark Alpha Ventus tot op een afstand van ca. 25 km door bruinvissen wordt gemeden. Zij laten ook zien dat het binnen deze contour gemiddeld 16,5 uur na aanvang van de heiwerkzaamheden duurt voordat weer

bruinvisactiviteit wordt gemeten. Op kortere afstanden van de heillocatie kan het veel langer duren; op een afstand van 2,3 – 4,7 km van de heillocatie werden ‘wachttijden’ tot bijna 6 dagen waargenomen.

Op grond van de waarnemingen van Brandt e.a. (2011) en Dähne e.a. (2013) kan ervan worden uitgegaan dat de meeste bruinvissen die het gebied met te hoge geluidniveaus mijden tussen het heien van twee palen niet terugkeren, zolang de tijd tussen het heien van twee palen niet te lang is. Eerder is in paragraaf 3.2.1 geconcludeerd dat de omvang van het gedurende de aanleg van het windpark niet toegankelijke foerageergebied niet zodanig is dat effecten op de bruinvispopulatie zullen optreden, omdat een beperkt deel van de populatie wordt verdreven (maximaal 1% van de totale Noordzeepopulatie).

Energieverlies en herhaaldelijk oplopen van TTS

Voor zover de dieren het gebied binnen 48 uur toch (deels weer) binnenzwemmen moet onderscheid worden gemaakt tussen dieren die daar eerder waren en dieren die dat voor het eerst doen. Voor de laatste gelden dezelfde overwegingen als de aanvankelijke verstoring, maar dieren die herhaald het gebied binnen zwemmen en daar bij de volgende heicyclus weer uitvluchten zullen nodeloos energie verliezen. Bovendien zouden ze bij elke verstoringronde opnieuw TTS kunnen oplopen. Hoewel niet precies is aan te geven wanneer en tot waar de dieren binnen 48 uur in het verstoorde gebied terugkeren en of daarbij gewenning kan optreden, zijn er op deze locatie gezien de ecologische functie van het gebied voor bruinvissen geen argumenten te bedenken om tussen het heien van twee palen wachttijden in te lassen. Het voorkomen van nodeloze wachttijden is in alle opzichten beter, overigens zonder dat dit noodzakelijk is om significante effecten te voorkomen.

Wat het energieverlies betreft: bruinvissen die van het heigeluid wegzwemmen, zullen daarvoor eerst naar het wateroppervlak zwemmen. Vervolgens moeten zij 12 km zwemmen om de buitenrand van de mijdingscontour op 1 m onder de waterspiegel te bereiken. Als zij niet alleen in de bovenste waterlaag foerageren, maar ook dieper zullen zij wellicht nog wat verder moeten zwemmen. In het eerste geval doen zij daar ongeveer een uur over en als zij verder zwemmen langer (tot ca. 3 uur). Dit is niet zo lang dat het dier in zijn foerageermogelijkheden wordt gehinderd, maar ook niet zo kort dat eventuele effecten op de conditie bij voorbaat kunnen worden uitgesloten als het tijdens de bouwphase van het windpark meerdere malen gebeurt. Het zal echter om een beperkt deel van de populatie gaan, zoals hiervoor aangegeven.

Het opnieuw oplopen van TTS zal geen invloed hebben op de foerageermogelijkheden van het individu, omdat in de periode van meerdere dagen dat niet wordt gehoord het gehoor van een groot deel van de eerder beïnvloede bruinvissen al volledig zal zijn hersteld. Bovendien heeft het (eenmalig) oplopen van TTS geen invloed op het lokaliseren van prooien, doordat er geen overlap is tussen de frequentie van het heigeluid en de frequenties die bij echolocatie worden gebruikt. Gedurende de TTS-periode is het dier echter wel minder goed in staat om zich een beeld te vormen van zijn omgeving, waardoor het mogelijk eerder slachtoffer wordt van

aanvaring, predatie of aanvallen vanwege voedselconcurrentie (bijvoorbeeld door de grijze zeehond). Door nodeloze wachttijden tussen de heiwerkzaamheden te voorkomen wordt het aantal TTS-perioden beperkt en worden de dieren niet nodeloos vaak in een kwetsbare situatie gebracht.

3.3 GEVOLGEN VOOR NEDERLANDSE ZEEHONDENPOPULATIES

3.3.1 Gevolgen van verlies van foerageergebied (mijden van omgeving heilocatie)

Voor zeehonden ontstaat in de uren dat wordt geheid rond de heilocatie, afhankelijk van de diepte waarop het dier zich bevindt, een mijdingscontour van 5 tot maximaal 24 km (0,2 tot 2,1% van het NCP). Deze afstanden zijn geringer dan die van bruinvissen, omdat zeehonden minder gevoelig op onderwatergeluid reageren. De Gemini locaties liggen ver van de kust (minimaal 66 km). Het is daarom 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 42 km, wat ruim voldoende is voor het ongehinderd migreren tussen de verschillende kerngebieden van zeehonden. 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. Hoewel zeehonden op hun foerageertochten in het algemeen op minder dan 10 km van hun ligplaatsen blijven (Brasseur e.a., 2008), treedt er tijdens de heiwerkzaamheden toch een zekere beperking van de foerageermogelijkheden voor zeehonden op.

Bij het schatten van het aantal zeehonden die effecten kunnen ondervinden, is gebruik gemaakt van een gemodelleerde dichtheidskaart van Brasseur e.a. (2012). Omdat deze kaart op meerdere manieren kan worden geïnterpreteerd, zijn de aantallen op twee manieren berekend (zie Intermezzo 'Berekening van het aantal door heigeluid beïnvloede zeehonden'). Afhankelijk van de gekozen benaderingswijze gaat het om maximaal 2 zeehonden die negatieve effecten ondervinden of om 2 – 23 zeehonden die het beïnvloedingsgebied zullen mijden (afhankelijk van de diepte waarop zij zwemmen). Ten opzichte van de totale Nederlandse populatie van gewone zeehonden gaat het om maximaal 0,3% van de populatie die in de periodes dat wordt geheid in het door heigeluid beïnvloede gebied niet kunnen foerageren.

De conclusie is dat effecten op zeehonden op populatieniveau kunnen worden uitgesloten omdat

- Het aantal mogelijk beïnvloede zeehonden gering is;
- Het beïnvloede gebied ten opzichte van het totale leefgebied gering is;
- Het om een tijdelijk effect gaat (maximaal 2 bouwseizoenen van 6 maanden).

Omdat het beïnvloede gebied maximaal maar 2,1% van de totale oppervlakte van het NCP uitmaakt, zal er geen sprake zijn van eventuele 'verdichtingseffecten' (zie ook paragraaf 3.2.1).

Intermezzo - Berekening van het aantal door heigeluid beïnvloede zeehonden

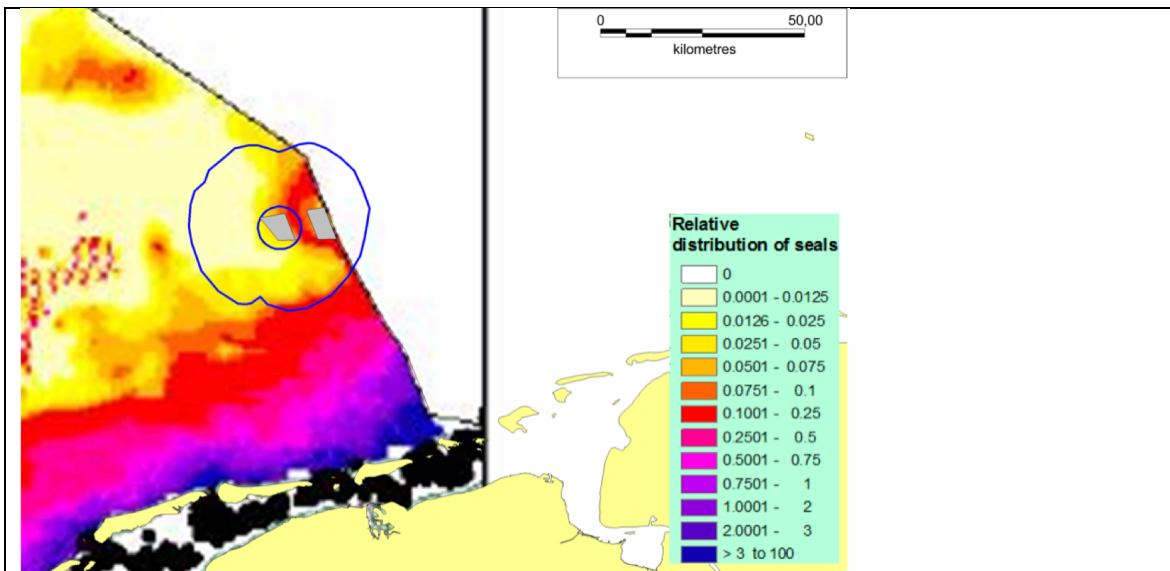
Met een GIS-berekening is nagegaan hoeveel gewone zeehonden aanwezig zijn in het gebied binnen de straal van maximaal 5 (mijdingscontour op 1 m onder de waterspiegel) en maximaal 24 kilometer (mijdingscontour op 1 m van de zeebodem) rondom de locatie ZeeEnergie van Gemini. Er is daarbij uitgegaan van de kaart met gemodelleerde relatieve dichtheid van de Nederlandse gewone zeehonden van Brasseur e.a. (2012), waarvan een deel hieronder is weergegeven in Figuur 3-2. Omdat deze kaart op meerdere manieren kan worden geïnterpreteerd, zijn twee benaderingswijzen gevolgd die tot iets andere uitkomsten leiden.

Benaderingswijze 1 (eerder toegepast bij MER/PB windpark Luchterduinen)

Bij deze benadering is de in de figuur weergegeven relatieve verdeling geïnterpreteerd als het aandeel van het totaal aantal zeehonden dat zich op enig moment binnen een bepaalde kleurcategorie bevindt. Dat betekent dat 97% van de zeehonden aanwezig is in het gebied met de meest donkere kleur blauw. In de daarop volgende categorie bevindt zich 2% van de zeehonden, in de daarop volgende 1% etc. Onderstaand is in Figuur 3-2 een uitsnede uit deze figuur opgenomen met daarin de berekende mijdingscontouren. Vervolgens is bepaald hoe groot het gebied is dat binnen elk van de contouren door elke kleur in de figuur met de relatieve dichtheid van de gewone zeehond wordt ingenomen. Elk van deze kleuren correspondeert met een bepaald percentage van het totaal aantal Nederlandse gewone zeehonden. Vervolgens is nagegaan welk deel van elke kleur binnen de cirkels van 5 en 24 km rondom de heillocatie valt. Hieruit volgt het deel van het percentage dat wordt beïnvloed door de heilactiviteiten ten behoeve van het windpark. Tenslotte zijn alle aldus verkregen percentages opgeteld, wat leidt tot het percentage van de populatie van het NCP dat binnen de cirkels aanwezig is. Een complicerende factor hierbij is dat de gegevens van de zeehondenverspreidingskaart zijn afgekapt bij de grens van het NCP, terwijl de mijdingscontour deels buiten het NCP ligt. Dit is ondervangen door in het deel van de mijdingscontour dat buiten het NCP ligt, eenzelfde gemiddelde relatieve dichtheid te veronderstellen als berekend voor het deel dat binnen het NCP ligt.

Uit de berekening blijkt dat in het gebied dat wordt ingenomen door de mijdingscontouren rondom de locatie van ZeeEnergie 0,001 tot 0,02% van de Nederlandse populatie aanwezig is. Uitgaande van een huidige omvang van de Nederlandse populatie van 8000 dieren gaat dat het om een enkele zeehond (1,2). 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.

Voor de locatie Buitengaats is een vergelijkbare berekening gemaakt. Voor deze locatie geldt dat relatief gezien een groter deel van de mijdingscontour overlapt met een grotere dichtheidscategorie. Het maximaal aantal beïnvloede zeehonden is met bijna 2 (1,8) dan ook groter, maar nog steeds verwaarloosbaar klein. Dit geldt ook voor de grijze zeehond.



Figuur 3-2 Mijdingscontouren voor de zeehond in relatie tot de gemodelleerde relatieve dichtheden van de gewone zeehond door Brasseur e.a. (2012) voor de locatie ZeeEnergie.

Benaderingswijze 2

Bij deze benadering is ervan uitgegaan dat de kleuren een (relatieve) dichtheid per oppervlakte-eenheid weergeven. Conform eerdere publicaties van Brasseur e.a. en het meer recente rapport van Bos & Paijmans (2012) is daarbij de (relatieve) dichtheid per km² als eenheid gehanteerd. Ook hier is per (kleur gecodeerde) dichtheids categorie de oppervlakte (km²) van die dichtheids categorie binnen de mijdingscontour bepaald. De dichtheids categorieën zijn gedefinieerd met een ondergrenswaarde en een bovengrenswaarde. Omdat de verschillende dichtheids categorieën door Brasseur e.a. min of meer logaritmic zijn onderverdeeld is voor deze berekening een 'logaritmic getransformeerde gemiddelde waarde' gebruikt (en dus niet een rekenkundig gemiddelde van de bovengrens en de ondergrens). De som van die oppervlakten vermenigvuldigd met de bijbehorende dichtheden is de (relatieve) maat voor het aantal zeehonden binnen de mijdingscontour. Dit getal is vervolgens genormeerd op het met dezelfde relatieve maat bepaalde totaal aantal zeehonden binnen het gehele NCP (20.896). Het quotiënt van deze twee getallen geeft de schatting van het percentage van alle zeehonden binnen het NCP die zich op enig moment binnen de mijdingscontour kan bevinden. Vermenigvuldiging met het totaal aantal Nederlandse zeehonden van 8000 geeft een schatting van het aantal zeehonden. Uitgewerkte rekenvoorbeelden zijn opgenomen in bijlage 2.

Uit deze berekening blijkt dat in het gebied dat wordt ingenomen door de mijdingscontouren rondom de locatie van ZeeEnergie 0,03 (ondiep zwemmende dieren) tot 0,28% (bij de zeebodem zwemmende dieren) van de Nederlandse populatie aanwezig is. Uitgaande van een huidige omvang van de Nederlandse populatie van 8000 dieren gaat het dan om 2 tot 23 zeehonden. Voor de locatie Buitengaats zijn de aantallen met respectievelijk 5 en 34 dieren groter, maar nog steeds gaat het om slechts 0,07 tot 0,43% van de Nederlandse populatie.

N.B. Bij de berekeningen zijn de effecten afgezet tegen de Nederlandse zeehondenpopulaties. Eventuele effecten op Duitse zeehonden die zich in het door heigeluid beïnvloede gebied zouden kunnen bevinden zijn dus niet nader gekwantificeerd.

3.3.2 Gevolgen van effecten op het gehoor (TTS/PTS)

Zeehonden reageren minder gevoelig op onderwatergeluid dan bruinvissen en kunnen sneller zwemmen, wat zich vertaalt in kleinere effectafstanden. Zij houden zich bovendien vooral dichtbij hun ligplaatsen in de Waddenzee en het Deltagebied op. De berekende TTS_{1uur}-contour is met 10 km veel kleiner dan de maximale mijdingscontour van 24 km, wat betekent dat het

aantal hierdoor beïnvloede zeehonden ook kleiner is. In het deel van de Noordzee dat door het heien van een paal voor Gemini tot een TTS van meer dan een uur bij zeehonden zou kunnen leiden, komen op basis van de berekeningswijze 2 (zie Intermezzo 'Berekening van het aantal door heigeluid beïnvloede zeehonden' voor berekeningswijze) ongeveer 6 zeehonden voor, *i.e.* 0,07% van de Nederlandse populatie. Uit de berekeningen blijkt dat het gebied waarbinnen bij zeehonden de gehoordrempel permanent wordt verhoogd (PTS) door het heien voor de aanleg van Gemini verwaarloosbaar klein is (0,1 km). Het is vrijwel uitgesloten dat zich bij aanvang van de heiwerkzaamheden een zeehond binnen deze contour bevindt.

3.3.3 Gevolgen van (variaties in) het heischema voor zeehonden

Het is niet bekend of zeehonden net als bruinvissen heilocaties gedurende langere tijd mijden. Het aantal zeehonden dat door de heiwerkzaamheden zou kunnen worden beïnvloed is echter veel geringer dan het aantal beïnvloede bruinvissen waardoor deze leemte in kennis niet van invloed is op de beoordeling van de effecten. Op grond van eenzelfde argumentatie als hiervoor voor bruinvissen in paragraaf 3.2.3 gegeven geldt voor zeehonden ook dat beter een compact heischema kan worden gehanteerd, waarbij de funderingspalen zo kort mogelijk op elkaar worden geheid dan dat tussen het heien van palen meerdere dagen wordt gewacht. Op deze manier wordt de duur van de verstoring zo veel mogelijk beperkt.

4 Effecten op Natura 2000-gebieden

Effecten van de aanleg en exploitatie van de Gemini windparken zijn alleen tijdens de aanlegfase van die omvang dat effecten op instandhoudingsdoelen voor zeezoogdieren in Natura 2000-gebieden niet op voorhand kunnen worden uitgesloten. Het gaat om de effecten van de toename van onderwater geluidsniveaus als gevolg van het heien van de funderingen via zogenaamde externe werking. Daarbij wordt onderscheid gemaakt in:

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

Indirecte effecten op zeezoogdieren als gevolg van effecten op de populatieomvang van vissen (als stapelvoedsel voor zeezoogdieren) kunnen wel op voorhand worden uitgesloten.

Dit hoofdstuk bevat de toetsing van de, in de eerdere hoofdstukken beschreven en nader geanalyseerde effecten van onderwatergeluid op bruinvissen en zeehonden aan de instandhoudingsdoelstellingen van relevante Natura 2000-gebieden.

4.1 WADDENZEE

In het Natura 2000-gebied Waddenzee gelden instandhoudingsdoelstellingen voor de grijze zeehond en de gewone zeehond. Voor beide soorten betreft het een zogenaamde behoudsdoelstelling (behoud omvang en de kwaliteit van het leefgebied). Voor de grijze zeehond zou dat moeten leiden tot het behoud van de populatie en voor de gewone zeehond tot een uitbreiding van de populatie.

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 (indirecte 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 geheel buiten de Waddenzee ligt en in beperkte mate als foerageergebied wordt gebruikt en ook wanneer ze dat wel doen dat niet betekent dat het ten koste gaat van de instandhoudingsdoelstellingen. De dieren zijn voor hun voedselvoorziening namelijk niet afhankelijk van het effectgebied. Ook zijn er geen belemmeringen voor de migratie van zeehonden tussen de Waddenzee en andere Natura 2000-gebieden waar doelstellingen voor gewone en/of grijze zeehonden gelden. Tussen de buitenrand van de mijdingscontour en de kust ligt namelijk een zone van minimaal 42 km, wat ruim voldoende is voor het ongehinderd heen en weer zwemmen tussen de diverse gebieden. Significante effecten op de omvang en

kwaliteit van het leefgebied voor gewone en grijze zeehonden in de Waddenzee kunnen daarom worden uitgesloten.

4.2 NOORDZEEKUSTZONE

In het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone gelden voor alle 3, in deze notitie besproken soorten zeezoogdieren instandhoudingsdoelstellingen. Deze zijn in Tabel 4-1 samengevat.

Tabel 4-1 Instandhoudingsdoelstellingen voor zeezoogdieren in N200-gebied Noordzeekustzone

Soort	Instandhoudingsdoelstelling
bruinvis	behoud omvang en verbetering kwaliteit leefgebied voor behoud populatie
grijze zeehond	behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie
gewone zeehond	behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie

Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de funderingen heeft tot gevolg dat bruinvissen en zeehonden de heilocatie tot op een bepaalde afstand mijden. Hierdoor neemt de 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 in beperkte mate als foerageergebied wordt gebruikt en geheel buiten de Noordzeekustzone ligt. Er is dus geen sprake van directe externe werking. Significante effecten op de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor gewone en grijze zeehonden in de Noordzeekustzone, dan wel de populaties daarvan in de Noordzeekustzone kunnen daarom worden uitgesloten.

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

- Het een effect met een beperkte tijdsduur betreft (per seizoen 75 maal ca. 4 uur heien; maximale looptijd 6 maanden per bouwseizoen);
- Tijdens de periode dat het gebied rondom de heilocatie door bruinvissen zal worden gemeden minimaal 95% van het totale foerageergebied op het NCP voor bruinvissen beschikbaar blijft.

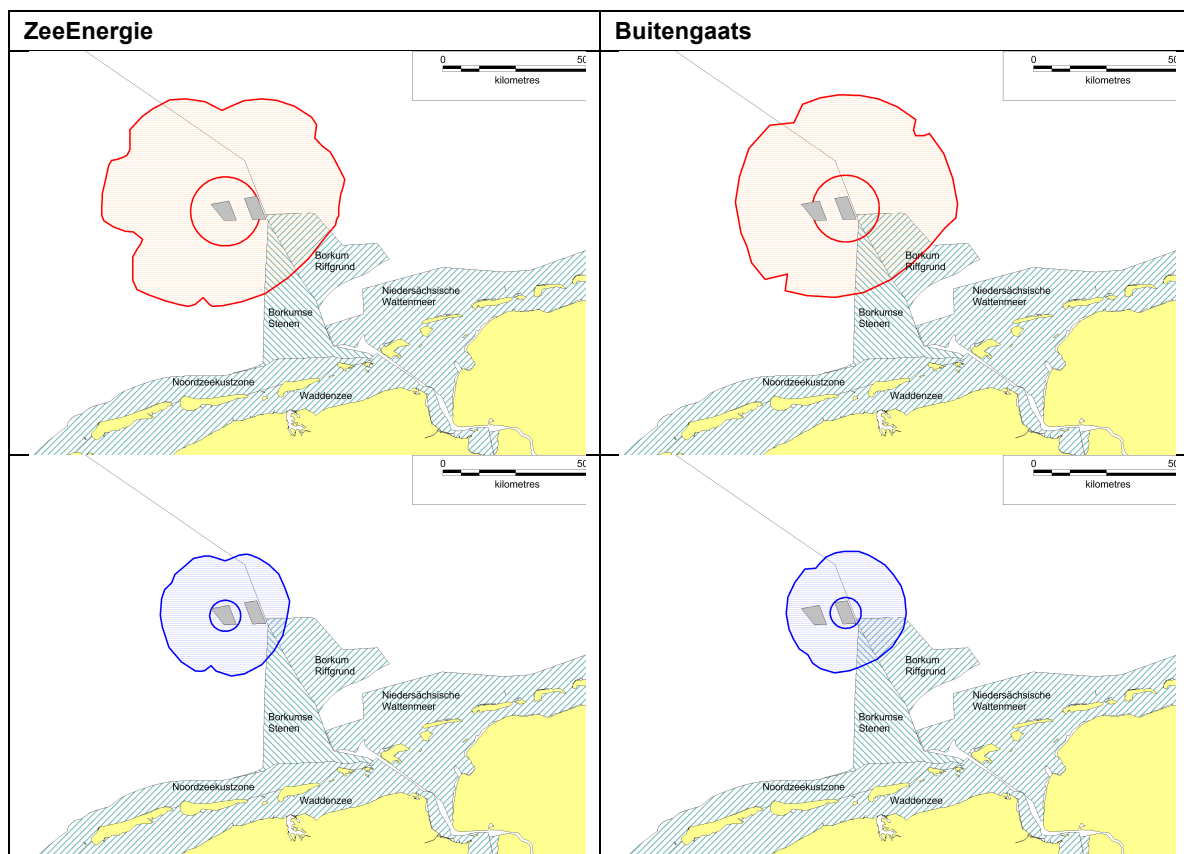
Door het heien kan bij een klein deel van de bruinvispopulatie op het NCP het gehoor tijdelijk worden beïnvloed. In 3.2.2 is beargumenteerd dat dit geen negatieve gevolgen heeft voor de conditie van de betreffende bruinvissen en daarmee ook niet op de populatie als geheel. Om onnodige op- en neer zwemmen en herhaling van TTS op (deels) dezelfde dieren te voorkomen wordt echter aanbevolen om geen nodeloze wachttijden tussen de heiwerkzaamheden aan te houden. Daarmee wordt tevens de totale doorlooptijd en daarmee de duur van de gebiedsverstoring beperkt. Dit geldt overigens niet alleen voor bruinvissen, maar ook voor zeehonden, waarvan een 6-tal dieren TTS zou kunnen oplopen.

4.3 BORKUM RIFFGRUND

Voor het Natura 2000-gebied Borkum Riffgrund zijn algemene instandhoudingsdoelstellingen opgesteld. Een nadere uitwerking van de gestelde doelen en de wijze waarop ze kunnen worden bereikt is opgenomen in BfN e.a. (2009). Het gebied is uitsluitend aangewezen als habitatrictlijngebied (habitattypen en habitatrictlijnsoorten). Voor zeezoogdieren is de volgende instandhoudingsdoelstelling geformuleerd:

- Onderhoud en herstel van een gunstige staat van instandhouding van de habitatrictlijnsoorten en hun natuurlijke habitats: bruinvis, gewone zeehond en grijze zeehond.

Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg van de Gemini windparken wordt gegenereerd door het heien van de fundering heeft tot gevolg dat bruinvissen en zeehonden de heilocatie tot op een bepaalde afstand mijden. Hierdoor neemt de omvang van de totale oppervlakte beschikbaar foerageergebied af. De planlocaties van de twee Gemini windparken liggen op korte afstand van het Natura 2000-gebied Borkum Riffgrund. De berekende mijdingscontouren voor bruinvissen en zeehonden vallen daarom gedeeltelijk binnen de begrenzing van het Natura 2000-gebied (zie Figuur 4-1). Er is dus sprake van directe externe werking.



Figuur 4-1 Overlap van berekende mijdingscontouren tijdens de aanleg van de Gemini windparken met het Natura 2000-gebied Borkum Riffgrund voor bruinvissen (boven) en zeehonden (onder).

Voor **bruinvissen** varieert de overlap van 0 km² (locatie ZeeEnergie, mijdingscontour op 1 m onder de waterspiegel) tot maximaal 324 km² (locatie Buitengaats, mijdingscontour op 1 m boven de zeebodem) wat overeenkomt met 0% tot 53% van de oppervlakte van Borkum Riffgrund (zie Tabel 4-2). Zolang de omgeving van de heilocatie door de dieren wordt gemeden, is de kwaliteit van het Natura 2000-gebied als leefgebied voor bruinvissen verminderd. Dit effect wordt als niet significant beoordeeld, omdat:

- Het een tijdelijk effect betreft (75 x 4 uur = 300 uur heien per seizoen; maximale looptijd 6 maanden);
- De bruinvissen voldoende uitwijkmogelijkheden hebben, omdat de soort in de bouwperiode niet specifiek aan het betreffende gebied als leefgebied is gebonden. Minimaal 99% van het totale foerageergebied op de (internationale) Noordzee blijft voor bruinvissen beschikbaar;
- De heiwerkzaamheden voor de aanleg van de Gemini windparken worden uitgevoerd in een voor bruinvissen minder gevoelige periode: de dichtheid is dan relatief laag en er zijn geen moeder-kalf combinaties aanwezig.

Door het heien kan bij een klein deel van de bruinvispopulatie het gehoor tijdelijk worden beïnvloed. In 3.2.2 is beargumenteerd dat dit geen negatieve gevolgen heeft voor de conditie van de betreffende bruinvissen en daarmee ook niet op de populatie als geheel. Dit betekent dat er geen sprake is van indirecte externe werking. Om onnodig op- en neer zwemmen en herhaling van TTS op (deels) dezelfde dieren te voorkomen wordt echter aanbevolen om geenodeloze wachttijden tussen de heiwerkzaamheden aan te houden. Daarmee wordt tevens de totale doorlooptijd en daarmee de duur van de gebiedsverstoring beperkt.

Tabel 4-2 Overlap van de berekende mijdingscontouren bruinvissen en zeehonden met het Natura 2000-gebied Borkum Riffgrund als gevolg van onderwatergeluid door het heien van funderingen voor de Gemini windparken ZeeEnergie en Buitengaats

	ZeeEnergie		Buitengaats	
	[km ²]	[%]	[km ²]	[%]
Bruinvissen				
1 m onder waterspiegel	0	0%	33	5,3%
1 m boven zeebodem	242	39%	324	53%
Zeehonden				
1 m onder waterspiegel	0	0%	1	0,2%
1 m boven zeebodem	35	6%	141	23%

Vanwege het feit dat **zeehonden** minder gevoelig op onderwatergeluid reageren en sneller zwemmen, zijn de berekende effectafstanden kleiner. De overlap bedraagt maximaal 141 km² (locatie Buitengaats, mijdingscontour op 1 m boven de zeebodem), wat overeenkomt met 23% van Borkum Riffgrund (zie Tabel 4-2). Voor zeehonden is Borkum Riffgrund uitsluitend van betekenis als – niet specifiek – foerageergebied. Zolang de omgeving van de heilocatie door de dieren wordt gemeden, is de kwaliteit van het Natura 2000-gebied als foerageergebied voor zeehonden verminderd. Dit effect wordt als niet significant beoordeeld, omdat:

- Het een tijdelijk effect betreft (75 x 4 uur = 300 uur heien per seizoen; maximale looptijd 6 maanden);
- De zeehonden voldoende uitwijkmogelijkheden hebben, omdat de soort voor zijn voedselvoorziening niet specifiek aan het betreffende gebied is gebonden;
- De dichtheid van zeehonden in dit gebied relatief laag is en daarom een zeer gering aantal zeehonden negatief zal worden beïnvloed.

Door het heien kan bij een klein deel van de zeehondenpopulaties het gehoor tijdelijk worden beïnvloed. In 3.3.2 is beargumenteerd dat dit geen negatieve gevolgen heeft voor de conditie van de betreffende zeehonden en daarmee ook niet op de populatie als geheel. Het ging daarbij om mogelijke effecten op de Nederlandse zeehondenpopulatie. Aangezien Duitse zeehonden zich niet anders zullen gedragen, is eenzelfde argumentatie van toepassing op de Duitse zeehondenpopulatie. Dit betekent dat er geen sprake is van indirecte externe werking. Ook voor zeehonden geldt dat onnodig op- en neer zwemmen en herhaling van TTS bij (deels) dezelfde dieren zou moeten worden voorkomen. Aanbevolen wordt om geen nodeloze wachttijden tussen de heiwerkzaamheden aan te houden. Daarmee wordt tevens de totale doorlooptijd en daarmee de duur van de gebiedsverstoring beperkt.

4.4 NIEDERSÄCHSISCHES WATTENMEER

In het Natura 2000-gebied Niedersächsisches Wattenmeer gelden voor de bruinvis en de gewone zeehond instandhoudingsdoelstellingen. Voor beide soorten betreft het een zogenaamde behoudsdoelstelling (behoud omvang en de kwaliteit van het leefgebied voor behoud populatie).

Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de fundering heeft tot gevolg dat bruinvissen en zeehonden de heilocatie tot op een bepaalde afstand mijden. Hierdoor neemt de omvang van de totale oppervlakte beschikbaar foerageergebied af (indirecte externe werking).

Voor de **gewone zeehond** waarvoor in het Natura 2000-gebied Niedersächsisches Wattenmeer instandhoudingsdoelstellingen bestaan, heeft deze afname geen betekenis, omdat het binnen de mijdingscontour gelegen gebied geheel buiten het Natura 2000-gebied ligt en in beperkte mate als foerageergebied wordt gebruikt. Ook wanneer ze dat wel doen betekent het niet dat dat ten koste gaat van de instandhoudingsdoelstellingen. De dieren zijn voor hun voedselvoorziening namelijk niet afhankelijk van het effectgebied. Ook zijn er geen belemmeringen voor de migratie van zeehonden tussen de Duitse waddenzee en andere Natura 2000-gebieden waar doelstellingen voor gewone zeehonden gelden. Tussen de buitenrand van de mijdingscontour en de kust ligt namelijk een zone van minimaal 42 km, wat ruim voldoende is voor het ongehinderd heen en weer zwemmen tussen de diverse gebieden. Significante effecten op de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor gewone zeehonden in de Niedersächsisches Wattenmeer kunnen daarom worden uitgesloten.

Voor **bruinvissen** is de maximale mijdingscontour groter dan die van de zeehond, maar overlapt eveneens niet met het Natura 2000-gebied Niedersächsisches Wattenmeer (zie Figuur 4-1). De kwaliteit van het gebied als leefgebied voor de bruinvis wordt dus niet beïnvloed (geen directe externe werking). De totale omvang van het foerageergebied buiten het Natura 2000-gebied neemt echter wel af (indirecte externe werking). Dit effect wordt echter als niet significant beoordeeld, omdat:

- Het een effect met een beperkte tijdsduur betreft (per seizoen 75 maal ca. 4 uur heien; maximale looptijd 6 maanden per bouwseizoen);
- Tijdens de periode dat het gebied rondom de heilocatie door bruinvissen zal worden gemedend minimaal 99% van het totale foerageergebied op de (internationale) Noordzee voor bruinvissen beschikbaar blijft.

Door het heien kan bij een klein deel van de bruinvispopulatie van de Noordzee het gehoor tijdelijk worden beïnvloed. In 3.2.2 is beargumenteerd dat dit geen negatieve gevolgen heeft voor de conditie van de betreffende bruinvissen en daarmee ook niet op de populatie als geheel. Om onnodige op- en neer zwemmen en herhaling van TTS op (deels) dezelfde dieren te voorkomen wordt echter aanbevolen om geen nodeloze wachttijden tussen de heiwerkzaamheden aan te houden. Daarmee wordt tevens de totale doorlooptijd en daarmee de duur van de gebiedsverstoring beperkt. Dit geldt overigens niet alleen voor bruinvissen, maar ook voor zeehonden, waarvan een klein aantal dieren TTS zou kunnen oplopen.

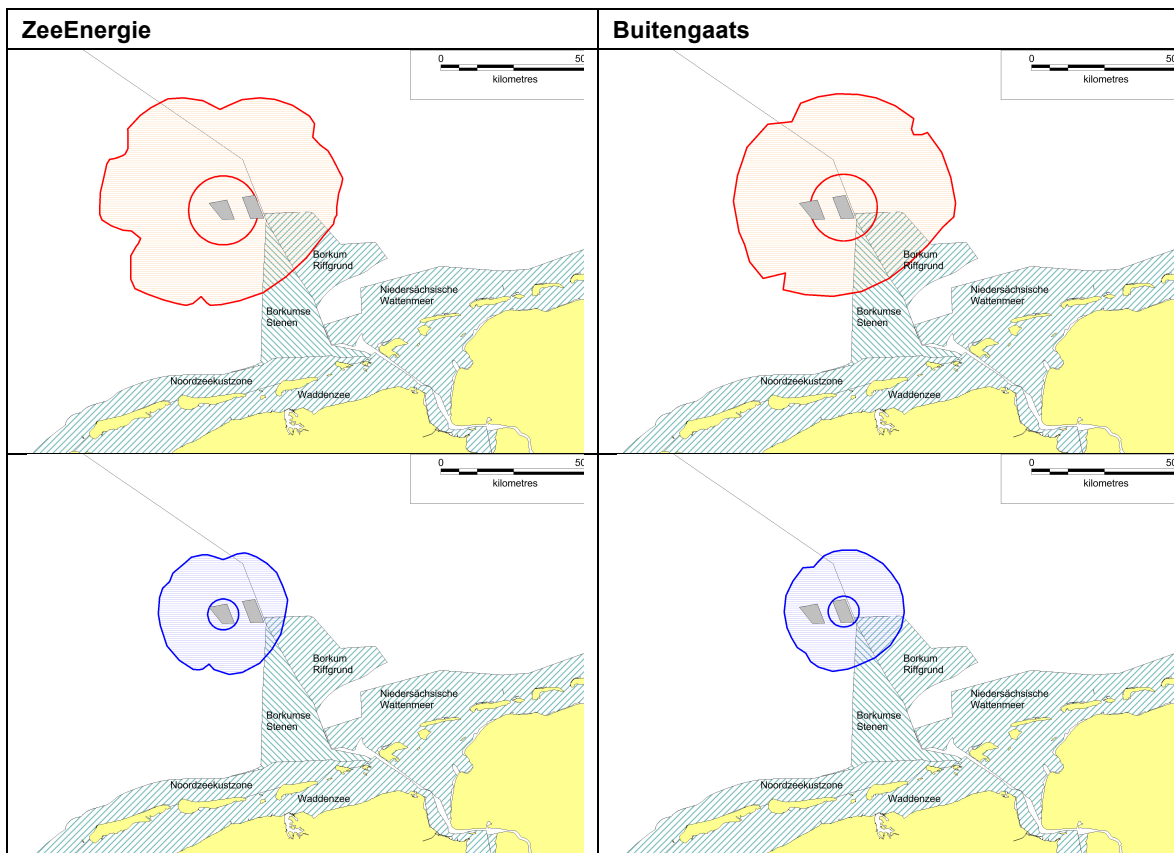
5 Overige gebieden – Borkumse Stenen

Het gebied 'Borkumse Stenen' ligt ten noorden van Schiermonnikoog en grenst aan het Nederlandse Natura 2000-gebied Noordzeekustzone en het Duitse Natura 2000-gebied 'Borkum Riffgrund'. In eerdere studies (Lindeboom e.a., 2005; Witbaard e.a., 2008) is aangegeven dat dit gebied, net als het aangrenzende Duitse Natura 2000 'Borkum Riffgrund', als Natura 2000-gebied zou kunnen kwalificeren op grond van de aanwezigheid van stenen en keien. In het Integraal Beheerplan Noordzee 2015 uit 2005 en de herziening daarvan in 2011 (beide te raadplegen via http://www.noordzeeloket.nl/overzicht/beleid_en_regelgeving/beleid/), is het gebied gekenmerkt als een gebied met bijzondere ecologische waarden (GBEW), zij het dat het niet is aangewezen op grond van de Vogel- en Habitatrichtlijnen. Het gebied is onlangs nader onderzocht op de aanwezigheid van natuurwaarden die kwalificatie als Natura 2000-gebied rechtvaardigen (Bos & Pajmans, 2012).

Voor het gebied 'Borkumse Stenen' zijn (uiteraard) geen instandhoudingsdoelstellingen opgesteld. Wel is uit het onderzoek van Bos & Pajmans (2012) duidelijk geworden dat het gebied voor bruinvissen en zeehonden een vergelijkbare functie vervult als het aangrenzende, op Duits grondgebied gelegen Natura 2000-gebied Borkum Riffgrund (zie paragraaf 4.3 hiervoor), maar dat het niet aan de kwalificatievoorwaarden voor deze soorten voldoet. Een definitief besluit over het gebied is echter nog niet genomen. Eventuele effecten van de heiwerkzaamheden voor de aanleg van de Gemini parken op bruinvissen en zeehonden in dit gebied zijn daarom op een met Borkum Riffgrund vergelijkbare wijze beschreven en beoordeeld.

Als begrenzing van het gebied is uitgegaan van de begrenzing die is opgenomen in het (herziene) Integraal Beheerplan Noordzee, zoals ook voorgesteld door Bos & Pajmans (2012). Er wordt daarmee een mozaïek aan habitattypen afgedekt en er wordt aangesloten op de begrenzing van het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone en het Duitse Natura 2000-gebied Borkum Riffgrund.

Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg van de Gemini windparken wordt gegenereerd door het heien van de fundering heeft tot gevolg dat bruinvissen en zeehonden de heilocatie tot op een bepaalde afstand mijden. Hierdoor treedt habitatverlies op. De planlocaties van de twee Gemini windparken liggen op korte afstand van het GBEW Borkumse Stenen. De berekende mijdingscontouren voor bruinvissen en zeehonden vallen daarom gedeeltelijk binnen de begrenzing van het gebied (zie Figuur 5-1).



Figuur 5-1 Overlap van berekende mijdingscontouren tijdens de aanleg van de Gemini windparken met het GBEW Borkumse Stenen voor bruinvissen (boven) en zeehonden (onder).

Voor **bruinvissen** varieert de overlap van 0 km^2 (locatie ZeeEnergie, mijdingscontour op 1 m onder de waterspiegel) tot maximaal 157 km^2 (locatie Buitengaats, mijdingscontour op 1 m boven de zeebodem) wat overeenkomt met 0% tot 28% van de oppervlakte van de Borkumer Stenen (zie Tabel 5-1). Zolang de omgeving van de heillocatie door de dieren wordt gemeden, is de kwaliteit van het gebied als leefgebied voor bruinvissen verminderd. Dit effect wordt als niet significant beoordeeld, omdat:

- Het een tijdelijk effect betreft ($75 \times 4 \text{ uur} = 300 \text{ uur}$ heien per seizoen; maximale looptijd 6 maanden);
- De bruinvissen voldoende uitwijkmogelijkheden hebben, omdat de soort in de bouwperiode niet specifiek aan het betreffende gebied als leefgebied is gebonden. Minimaal 99% van het totale foerageergebied op de (internationale) Noordzee blijft voor bruinvissen beschikbaar;
- De heiwerkzaamheden voor de aanleg van de Gemini windparken worden uitgevoerd in een voor bruinvissen minder gevoelige periode: de dichtheid is dan relatief laag en er zijn geen moeder-kalf combinaties aanwezig.

Door het heien kan bij een klein deel van de bruinvispopulatie het gehoor tijdelijk worden beïnvloed. In 3.2.2 is beargumenteerd dat dit geen negatieve gevolgen heeft voor de conditie van de betreffende bruinvissen en daarmee ook niet op de populatie als geheel. Om onnodig op- en neer zwemmen en herhaling van TTS op (deels) dezelfde dieren te voorkomen wordt echter aanbevolen om geen nodeloze wachttijden tussen de heiwerkzaamheden aan te houden. Daarmee wordt tevens de totale doorlooptijd en daarmee de duur van de gebiedsverstoring beperkt.

Tabel 5-1 Overlap van de berekende mijdingscontouren bruinvissen en zeehonden met het gebied met Bijzondere Ecologische Waarden Borkumse Stenen als gevolg van onderwatergeluid door het heien van funderingen voor de Gemini windparken ZeeEnergie en Buitengaats

	ZeeEnergie		Buitengaats	
	[km ²]	[%]	[km ²]	[%]
Bruinvissen				
1 m onder waterspiegel	0	0%	9,5	1,7%
1 m boven zeebodem	132	24%	157	28%
Zeehonden				
1 m onder waterspiegel	0	0%	0	0%
1 m boven zeebodem	22,7	4,1%	51,6	9,3%

Vanwege het feit dat **zeehonden** minder gevoelig op onderwatergeluid reageren en sneller zwemmen, zijn de berekende effectafstanden kleiner. De overlap bedraagt maximaal 51,6 km² (locatie Buitengaats, mijdingscontour op 1 m boven de zeebodem), wat overeenkomt met 9,3% van het gebied Borkumer Stenen (zie Tabel 5-1). Voor zeehonden is Borkum Riffgrund uitsluitend van betekenis als foerageergebied. Zolang de omgeving van de heilocatie door de dieren wordt gemeden, is de kwaliteit van het Natura 2000-gebied als foerageergebied voor zeehonden verminderd. Dit effect wordt als niet significant beoordeeld, omdat:

- Het een tijdelijk effect betreft (75 x 4 uur = 300 uur heien per seizoen; maximale looptijd 6 maanden);
- De zeehonden voldoende uitwijkmogelijkheden hebben, omdat de soort voor zijn voedselvoorziening niet specifiek aan het betreffende gebied is gebonden;
- De dichtheid van zeehonden in dit gebied relatief laag is en daarom een zeer gering aantal zeehonden negatief zal worden beïnvloed.

Door het heien kan bij een klein deel van de zeehondenpopulaties het gehoor tijdelijk worden beïnvloed. In 3.3.2 is beargumenteerd dat dit geen negatieve gevolgen heeft voor de conditie van de betreffende zeehonden en daarmee ook niet op de Nederlandse populaties als geheel. Dit betekent dat er geen sprake is van indirecte externe werking. Ook voor zeehonden geldt dat onnodig op- en neer zwemmen en herhaling van TTS bij (deels) dezelfde dieren zou moeten worden voorkomen. Aanbevolen wordt om geen nodeloze wachttijden tussen de heiwerkzaamheden aan te houden. Daarmee wordt tevens de totale doorlooptijd en daarmee de duur van de gebiedsverstoring beperkt.

6 Referenties

- BfN, 2009. Erhaltungsziele für das FFH-Gebiet "Borkum-Riffgrund" (DE2104-301) in der deutschen AWZ der Nordsee. Bundesamt für Naturschutz, Stand Januar 2008.
- Bos, O.G. & A. Paijmans, 2012. Verkenning natuurwaarden Borkumse Stenen, project Aanvullende Beschermde Gebieden. In opdracht van Ministerie van EZ, Programadirectie Natura 2000. IMARES rapport C137/12.
- 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., 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.
- 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.
- Dähne, M., A. Gilles, K. Lucke, V. Peschko, S. Adler, K. Krügel, J. Sundermeyer & U Siebert, 2012. Effect of pile-driving on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) at the first offshore windfarm in Germany. *Environm. Res. Lett.* 8 (16 p.). doi:10.1088/1748-9326/8/2/025002.
- 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.
- 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.
- Enger, P., 1967. Hearing in herring. *Comp. Biochem. Physiol.* 22: 527–538.
- 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.
- 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.
- Halvorsen, M.B., B.M. Casper, C. M. Woodley, T.J. Carlson & A.N. Popper, 2012a. Threshold for Onset of Injury in Chinook Salmon from Exposure to Impulsive Pile Driving Sounds. *PLoS ONE* 7 (6), e38968.
- Halvorsen, M.B., B.M. Casper, F. Matthews, T.J. Carlson & A.N. Popper, 2012b. Effects of exposure to pile-driving sounds on the lake sturgeon, Nile tilapia and hogchoker. *Proc. R. Soc. B* doi:10.1098/
- Hastings, M.C. & A.N. Popper, 2005. Effects of sound in fish. Commissioned by: California Department of Transportation Contract No. 43A0139, Task Order 1.
- 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.

- Kastelein, R.A., P. Bunschoek, 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., 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., W.C. Verboom, J.M. Terhune, N. Jennings & A. Scholik, 2008. Towards a generic evaluation method for wind turbine park permit 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.
- 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.
- 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.
- 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).
- Richardson, W.J., C.R. Greene Jr., C.I. Malme & D.H. Thomson, 1995. *Marine Mammals and Noise*. Academic Press. San Diego.
- 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.
- 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.
- 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.
- Teilmann, J., J. Tougaard, J. Carstensen & R. Dietz, 2006. 6: Marine mammals - Seals and porpoises react differently.
- 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.
- Witbaard R., O.G. Bos, H.J. Lindeboom, 2008. Basisinformatie over de Borkumer Stenen, Bruine Bank en Gasfonteinen, potentiële te beschermen gebieden op het NCP. IMARES Rapport C026.08.

BIJLAGE 1 BEREKENINGEN ONDERWATERGELUID DOOR HEIWERKZAAMHEDEN OFFSHORE WINDPARK GEMINI

Memo TNO (apart bijgevoegd)

BIJLAGE 2 DOORWERKING RESULTATEN BEREKENINGEN ONDERWATERGELUID NAAR ZEEZOOGDIEREN

BIJLAGE 2.1 OPPERVLAKTEN BEÏNVLOED GEBIED

Schatting van geluidseffecten van de aanleg van Gemini op zeezoogdieren, uitgedrukt in afstand t.o.v. de heilocatie (km), opp. beïnvloed gebied (in km²) en aandeel (%) dat de oppervlakte beïnvloed gebied uitmaakt van de oppervlakte van het Nederlandse- en het Duitse deel van het Continentaal Plat (respectievelijk NCP en DCP). De bandbreedten voor mijding geven de waarden voor het effect op een ondiepe positie (1 m onder waterspiegel) en een diepe positie (1 m boven zeebodem).

Locatie ZeeEnergie

	afstand t.o.v. heilocatie (km)	opp. beïnvloede zone (km ²)	% NCP	% DCP
Bruinvis				
Mijding (oppervlak / bodem)	12 – 45	440 – 4.480	0,8 – 5,1	0 – 3,8
TTS-onset: 6 dB TTS na 1-4 minuten	25	1.960	2,7	0,9
TTS- 1uur: 6 dB TTS na 1 uur	18	1.017	1,6	0,2
PTS-onset:	0,5	1	<< 0,01	0
Zeehonden				
Mijding (oppervlak / bodem)	5 – 24	90 – 1.430	0,2 – 2,1	0 – 0,6
TTS-onset: 6 dB TTS na 1-4 minuten	14	620	1,1	0
TTS- 1uur: 6 dB TTS na 1 uur	10	310	0,5	0
PTS-onset	0,1	0	<< 0,01	0

Locatie Buitengaats

	afstand t.o.v. heilocatie (km)	opp. beïnvloede zone (km ²)	% NCP	% DCP
Bruinvis				
Mijding (oppervlak / bodem)	11 – 38	408 – 3.945	0,5 – 3,5	0,3 – 4,6
TTS-onset: 6 dB TTS na 1-4 minuten	22	1.520	1,6	1,5
TTS- 1uur: 6 dB TTS na 1 uur	16	803	0,9	0,7
PTS-onset:	0,5	1	<< 0,01	0
Zeehonden				
Mijding (oppervlak / bodem)	5 – 21	87 – 1.282	0,1- 1,3	0 – 1,3
TTS-onset: 6 dB TTS na 1-4 minuten	14	615	0,7	0,5
TTS- 1uur: 6 dB TTS na 1 uur	9	255	0,3	0,2
PTS-onset	0,2	0	<< 0,01	0

BIJLAGE 2.2 BEREKENING AANTAL ZEEHONDEN BINNEN MIJDINGSCONTIREN (BENADERING 2)

					<i>invoer</i>				
Aantal gewone zeehonden totaal NL:					8.000				
		Relatieve dichtheid			log. gem.	Oppervlak te per categorie	Relatieve aantallen per categorie	Genormali- seerde aantallen per categorie	
		[per km2]	van	tot		[km2]			
>>>		0.0001 - 0.0125	0,0001	0,0125	0,001	32735	37	14	
>>>		0.0126 - 0.025	0,0126	0,0250	0,018	4615	82	31	
		0.0251 - 0.075	0,0251	0,0750	0,043	10205	443	170	
		0.0751 - 0.1	0,0751	0,1000	0,087	2191	190	73	
>>>		0.1001 - 0.25	0,1001	0,2500	0,158	3538	560	214	
		0.2501 - 3	0,2501	3,0000	0,866	2073	1796	687	
		>3	3,0000	100,0000	17,321	1027	17790	6811	
totaal						56384	20896	8000	
Categorie	ZE-groot		ZE-klein		BG-groot		BG-klein		
	[km2]		[km2]		[km2]		[km2]		
wit-geel	403	0,00%	0	0,00%	84	0,00%	0	0,00%	
geel	530	0,05%	59	0,00%	371	0,03%	0	0,00%	
rood	246	0,19%	28	0,02%	285	0,22%	69	0,05%	
in Duitsland	250	0,05%	0	0,00%	537	0,18%	18	0,01%	
	1429	0,28%	87	0,03%	1277	0,43%	87	0,07%	
aantal zeehonden		22,61		2,10		34,20		5,26	