

1548-65

Airtricity House, Ravenscourt Office Park,
Sandyford, Dublin 18, Ireland
Tel: + 353-1-213 0400 Fax: + 353-1-213 0444 Website: www.airtricity.com

Airtricity

Ministerie van Verkeer & Waterstaat
Rijkswaterstaat Directie Noordzee
T.a.v. de heer M. Langeveld
p/a Lange Kleiweg 34
2280 HV RIJSWIJK

RWS NOORDZEE					
Nr.	1013		B3D 28.874		
Datum	14 MEI 2007		Bijl. 1 (600)		
Par.			Vgnr. 630/07		
WS					

Datum: 10 mei 2007

Betreft: Aanvulling MER West Rijn n.a.v. bevindingen CieMER

Bijl. doorgez. naar
Langeveld
14/5

Geachte heer Langeveld,

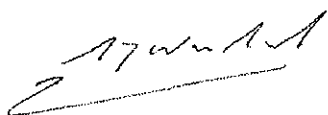
Op 23 maart hebben wij een derde addendum ingediend voor het Milieu Effect Rapport Offshore Windpark "West Rijn". In het addendum wordt verwezen naar een bijlage over onderwatergeluid die helaas niet bijgevoegd was. De bijlage is gedurende het overleg met de m.e.r.-commissie op 26 april 2007 wel besproken (en overhandigd). Gedurende het overleg is geconcludeerd dat het niet leidt tot een ander advies van de commissie.

Hierbij sturen wij ter completering van het dossier u deze bijlage alsnog toe in zestigvoud. Het kan als bijlage 2 ingevoegd worden in Addendum 3 (van 23 maart 2007).

Tot slot willen wij u succes toewensen met het vervolg van de procedure en wachten wij uw reactie af.

Indien u tussentijds nog vragen heeft, kunt u te allen tijde contact opnemen met onze adviseur de heer Rijntalder, of met ondergetekende.

Hoogachtend,



Ir. A. Verbeek
Airtricity



ROYAL HASKONING

HASKONING NEDERLAND B.V.
MILIEU

Bijlage 2

Onderwatergeluid

1 BELEID

Er is voor onderwatergeluid geen specifiek beleid. Wel is hier de Habitatrichtlijn van toepassing.

2 TOETSINGSKADER EN BEOORDELING VAN GELUID ONDER WATER

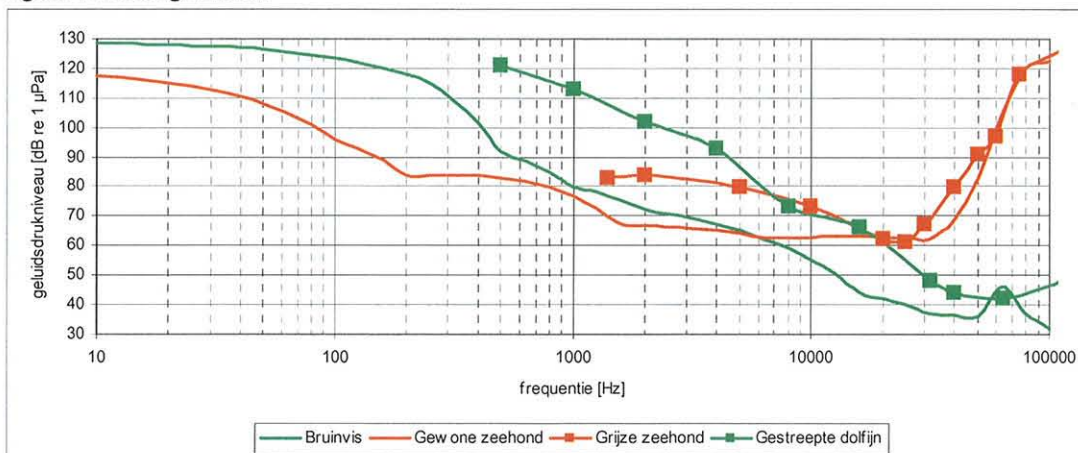
Voor onderwatergeluid is er geen sprake van een toetsingskader in de vorm van grenswaarden of streefwaarden voor geluidsniveaus. Een globaal toetsingskader voor onderwatergeluid kan worden gevonden in de paragraaf 2.2 van deel A van het MER. Daarin is sprake van een verstorings- of verslechteringstoets.

De voor de beoordeling van onderwatergeluid, in het kader van het voorliggend MER, relevante soorten zijn:

gewone zeehond (*Phoca vitulina*);
grijze zeehond (*Halichoerus grypus*);
bruinvis (*Phocoena phocoena*);
witsnuitdolfijn (*Lagenorhynchus albirostris*).

Uit de in figuur 1 weergegeven audiogrammen (ontleend aan Nedwell et al, 2004a) blijkt dat de gewone zeehond gevoeliger is voor geluid dan de grijze zeehond. Daarom is voor deze beide soorten alleen de beoordeling van de gewone zeehond uitgevoerd. Want als er al vanwege de voorgenomen activiteit sprake is van hoorbaarheid, en eventueel verstoring, voor de gewone zeehond dan zal dat in mindere mate gelden voor de grijze zeehond.

Figuur 1: Audiogrammen



Van de witsnuitdolfijn is tot op heden geen audiogram publiekelijk beschikbaar. Thomsen, 2006, stelt dat de gestreepte dolfin (*Stenella coeruleoalba*) voorlopig mag worden gezien als een vertegenwoordiger van dolfijnen in zee, zoals de witsnuitdolfijn. Uit de audiogrammen, in figuur 1, van de gestreepte dolfin en de bruinvis blijkt dat de bruinvis gevoeliger is voor geluid. Daarom is, op basis van dezelfde overwegingen als bij de gewone en de grijze hond, alleen een beoordeling voor de bruinvis gedaan. In de achtergronddocumenten van de brochure Frisse Zeewind 2, 2005, wordt ook

geconstateerd dat de bruinvis de meest geluidsgevoelige tandwalvis is waarvan een audiogram beschikbaar is.

De beoordeling van het onderwatergeluid is uitgevoerd met behulp van de in Thomsen, 2006, beschreven methode. Voor de drempelwaarde van het geluidsdrukkniveau waarbij mogelijk een reactie van het dier kan optreden is uitgegaan van 70 dB boven de gehoorrens. Dit in afwijking van Thomsen die hier een drempelwaarde van 75 dB hanteert. Hier is echter gekozen voor 70 dB om het mogelijk tonale karakter van het geluid in de beoordeling te kunnen betrekken. Door voor dat mogelijk tonale karakter een "straf" van +5 dB toe te passen, zoals bij de vergunningverlening voor luchtgeluid gebruikelijk, wordt de totale drempelwaarde 75 dB. Door te kiezen voor 70 dB, of wel 75 dB inclusief een "straf" van +5 dB voor tonale componenten, is uitgegaan van een voorzichtige drempelwaarde.

De beoordelingen zijn uitgevoerd in $1/3^{\text{de}}$ octaafbanden omdat de bandbreedte daarvan sterk overeenkomt met de zogenaamde "critical bands" van de zeehond en de bruinvis (o.a. Madsen, 2006).

Bij de beoordeling is in eerste instantie op basis van het audiogram van een gewone zeehond of bruinvis, en in relatie tot het niveau van het achtergrondgeluid, bepaald of de betreffende soort in staat zal zijn om het onderwatergeluid vanwege de activiteit waar te nemen. Aangenomen mag worden dat dat het geval is als het geluid in een $1/3^{\text{de}}$ octaafband vanwege de activiteit op zijn minst gelijk is aan de drempelwaarde of aan het achtergrondgeluid, beide in dezelfde $1/3^{\text{de}}$ octaafband, als dat laatste hoger is dan de drempelwaarde (Madsen, 2006). Als de soort het geluid inderdaad waar zou kunnen nemen dan wordt aangenomen dat er mogelijk op wordt gereageerd als het geluidsdrukkniveau vanwege de activiteit in ten minste één $1/3^{\text{de}}$ octaafband gelijk is aan of hoger is dan de drempelwaarde in het audiogram plus 70 dB.

3 BESTAANDE MILIEUTOESTAND GELUID ONDER WATER

3.1 Algemeen

Het achtergrondgeluid bestaat uit zowel natuurlijk geluid als uit antropogeen geluid. De belangrijkste bronnen voor achtergrondgeluid, en het bijbehorende frequentiegebied, zijn (Wenz, 1962 en Richardson *et al.*, 1995):

1 – 100 Hz	natuurlijk seismisch geluid, stromingen;
10 Hz – 10 kHz	scheepvaart, industriële activiteiten;
10 Hz – 100 kHz	biologische geluidsbronnen;
100 Hz – 20 kHz	wind, golven, luchtbellen, opstuivend water;
100 Hz – 30 kHz	neerslag;
30 kHz - > 100 kHz	thermische ruis.

3.2 Natuurlijk achtergrondgeluid

Verboom, 1991, beschrijft de resultaten van een aantal geluidsmetingen van het achtergrondgeluid in de Noordzee nabij de Duitse kust. De, in een waterdiepte van 30 meter, gemeten breedbandige geluidsdrukkniveaus waren minimaal c.a. 95 dB re 1 μ Pa en maximaal c.a. 110 dB re 1 μ Pa. Meetresultaten van geluidsmetingen in het Nederlandse deel van de Noordzee zijn niet beschikbaar. Verboom veronderstelt dat de

Duitse geluidsdruk niveaus toepasbaar zijn voor het Nederlandse deel van de Noordzee.

3.3 Antropogeen achtergrondgeluid

Het antropogene geluid in de Noordzee wordt voornamelijk veroorzaakt door scheepvaart bestaande uit beroepsvaart (visser- en vrachtschepen, veerboten).

In het algemeen kan worden gesteld dat continue geluidsniveaus onder water tussen 90 en 100 dB re 1 μ Pa in het frequentiegebied van 100 Hz tot enkele kHz in ondiepe wateren niet ongewoon zijn. Tijdens een regenbui, het voorbijvaren van een schip, en dergelijke, kunnen de geluidsniveaus tijdelijk oplopen tot 110–120 dB re 1 μ Pa (BMM, 2004). Voor het geluidsniveau vanwege een voorbij varende groot vrachtschip, in de Noordzee, kan op basis van de gegevens van Verboom, 1991, een geluidsniveau van ongeveer 146 dB re 1 μ Pa op een afstand van 100 m als richtwaarde worden verwacht. Voor een vissersschip is dat ongeveer 127 dB re 1 μ Pa op een zelfde afstand van 100 m.

4 AUTONOME ONTWIKKELING

Het is niet mogelijk om een uitspraak te doen met betrekking tot de ontwikkeling van de geluidsniveaus onder water, zijnde het achtergrondgeluid van natuurlijke en antropogene oorsprong anders dan van de voorgenomen activiteit, in de toekomst. De belangrijkste ontwikkelingen die van invloed zouden kunnen zijn op het achtergrondgeluid van antropogene oorsprong zijn:

- De aanleg van de 2^e Maasvlakte bij Rotterdam. Hierdoor zal mogelijk de scheepvaartintensiteit toenemen. Anderzijds worden de schepen stiller. Algemeen wordt aangenomen dat geluidsniveaus onder water door de toename van de koopvaardij zullen toenemen. Er is echter nauwelijks of geen wetenschappelijke onderbouwing voor deze aanname.
- In de Noordzee zullen meer windparken worden geplaatst. In de voorliggende bijlage wordt geconstateerd dat het onderwatergeluid op korte afstand van het windpark West Rijn niet relevant zal zijn voor de mariene natuur. Aangenomen mag worden dat andere windparken, die ook nog op enige afstand zullen staan, aan de geluidsniveaus geen bijdrage zullen leveren.

Gelet op de hier genoemde onzekerheden wordt er in het kader van het voorliggend vanuit gegaan dat de geluidsniveaus onder water niet significant zullen toenemen.

5 GEVOLGEN VOOR HET ONDERWATERGELUID

5.1 Voorbereiding

Voorafgaand aan de plaatsing van de windturbines zal op de beoogde locatie van het windpark een onderzoek worden gedaan naar het plaatselijke bodemreliëf (de bathymetrie), de plaatselijke bodemgesteldheid en dergelijke. Hierbij wordt gebruik gemaakt van de volgende apparatuur:

- *multibeam echo sounder*
Voor het bepalen van het bodemprofiel en het detecteren van de aanwezigheid van objecten op de zeebodem.
- *side scan sonar*
Ook hiermee wordt het bodemprofiel bepaald en kunnen objecten op de zeebodem worden gedetecteerd.
- *surface tow boomer*
Voor het onderzoeken van de ondiepe geologie.
- *chirp sub bottom profiler*
Een geofysische sonar voor het onderzoek van de zeebodem.

Er zal geen geofysisch onderzoek worden gedaan met airguns of sparkers. De bij het onderzoek ter plaatse van het windpark in te zetten apparatuur heeft een grotere resolutie maar dringt, vanwege het relatief lage vermogen, minder diep in de zeebodem. Het geluid is verticaal gericht. Er wordt dus beduidend minder geluid geproduceerd in horizontale richting. In tegenstelling tot airguns, zijn er van de voor het onderzoek ter plaatse van het windpark in te zetten apparatuur geen betrouwbare geluidsgegevens beschikbaar (Nedwell, 2004b). Er zijn ook geen publicaties beschikbaar met betrekking tot het waargenomen gedrag van zeedieren.

5.2 Aanleg- en sloopfases

Omdat de activiteiten bij de aanleg en de sloop globaal gesproken aan elkaar gelijk zijn, sloop is min of meer het omgekeerde van aanleg, worden de effecten van beide activiteiten hier besproken. Het belangrijkste verschil tussen beide fasen is het heien bij de aanleg. Dat vindt bij de sloop niet plaats.

In het kader van het voorliggend onderzoek wordt ervan uitgegaan dat er zal worden geheid met een dieselblok.

Op basis van de resultaten van geluidsmetingen die zijn uitgevoerd bij de bouw van een offshore windpark in Zweden (McKenzie-Maxon, 2000) is in Nedwell *et al.*, 2004b een piekbronsterkte geschat van minimaal 215 dB re 1 μ Pa op 1 m, tijdens het heien van een monopaal in een zanderige bodem. Hierbij is door de auteur aangenomen dat het een monopaal met een diameter van 4 meter betreft.

Bij de aanleg zullen met name werkschepen worden ingezet. Deze werkschepen worden gebruikt voor de aan- en afvoer van personeel en materiaal en voor het leggen van de kabels. Ter vergelijking wordt in tabel 1 een overzicht gegeven van de bronsterkten van diverse activiteiten die tijdens de aanleg en sloop kunnen plaatsvinden. Aangenomen mag worden dat de bronsterkte van een werkschip niet hoger zal zijn dan dat van een sleepboot met een bak. Er wordt niet verwacht dat bij de

aanleg, anders dan incidenteel, gebruik zal worden gemaakt van helikopters. Het onderwatergeluid vanwege een overvliegende helikopter wordt daarom niet nader beschouwd.

Tabel 1: Geluid vanwege aanleg- en sloopactiviteiten

activiteit/geluidsbron	bronsterkte in dB re μ Pa op 1 m	referentie
heien met dieselblok van monopaal	215	Nedwell <i>et al.</i> , 2004b
5 m Zodiac met buitenboordmotor	156	Richardson <i>et al.</i> , 1995
sleepboot met bak	171	Richardson <i>et al.</i> , 1995
kabellegger	178	Nedwell <i>et al.</i> , 2004c

Uit het overzicht van tabel 1 blijkt dat de geluidsproductie tijdens het heien maatgevend is voor de geluidsdrukniveaus tijdens de aanleg- en sloopwerkzaamheden. Ook zullen de vissen en zeezoogdieren in het gebied gewend zijn aan de aanwezigheid en het onderwatergeluid van vaartuigen. De locatie ligt tussen scheepvaartroutes en er bevinden zich platforms in de buurt die regelmatig worden bezocht door bevoorradings- en werkschepen. De inzet van vaartuigen tijdens de bouw en sloop zal daarom niet, of in elk geval minder, van belang zijn.

Het gevolg van heien voor vissen, zeker de gehoorspecialisten¹, zal zijn dat ze, als ze dichtbij zijn, op zijn minst hevig schrikken en het gebied zullen ontvluchten. Zolang het heien duurt, zullen zij het gebied vermijden. In Seascope, 2002 wordt geschat dat gehoorspecialisten tot op een afstand van zeker 1000 meter zullen blijven. Binnen deze afstand kunnen vissen een tijdelijke of permanente gehoorbeschadiging oplopen. Hastings en Popper, 2005, bevat een samenvatting van beschikbare literatuur waarin zij waarnemingen beschrijven van sterfte of verwondingen van vissen die dichterbij zijn. Er zijn echter ook waarnemingen die, op basis van tellingen, suggereren dat er op grotere afstanden dan de genoemde 1000 meter sprake is van minder, of geen, sterfte. Er is echter geen onderzoek bekend naar de effecten op lange termijn vanwege de blootstelling aan het geluid van heiwerkzaamheden. Deze effecten zouden kunnen bestaan uit sterfte op een later tijdstip of mogelijk gedragsveranderingen die van invloed kunnen zijn op de overleving van individuele vissen of van vispopulaties.

Gedurende het heien bestaat er een groot risico op gehoorbeschadiging van de zeehonden en bruinvissen die in de buurt zijn. De door het heien veroorzaakte geluidsdrukniveaus zijn in principe ook hoog genoeg voor het veroorzaken van weefselbeschadigingen van deze zeezoogdieren. Het zich herhalende karakter van het geluid bevordert de negatieve effecten omdat de gehoorgevoeligheid daardoor steeds verder zal afnemen. Thomsen, 2006, schat dat het heien tot op een afstand van 1000 km door bruinvissen zou kunnen worden gehoord. Voor zeehonden schat hij een afstand van 4300 km. Voor beide soorten wordt ook geschat dat op een afstand van 1 km bij beide soorten tijdelijke gehoorschade kan optreden.

¹ Op basis van het voorzorgprincipe worden hier de gevolgen voor de gehoorspecialisten beoordeeld. Naast gehoorspecialisten zijn er ook gehoorgeneralisten die meer zichtjagers zijn en soorten die gevoels- of tastjagers zijn.

Omdat de locatie van het windpark geen verblijfsgebied is voor zeehonden en bruinvissen zullen zij het gebied verlaten bij aanvang van de aanlegwerkzaamheden. Zie ook de paragraaf waarin de mitigerende maatregelen worden beschreven.

5.3 Exploitatie

In de exploitatiefase wordt er onderwatergeluid geproduceerd door de windturbines en door werkschepen die kunnen worden ingezet voor onderhoud- en reparatiewerkzaamheden. Een enkele keer zou het kunnen voorkomen dat er gebruik wordt gemaakt van een helikopter. Daarvoor is het transformatorstation, gelegen in het midden van het windpark, voorzien van een helikopterplatform. Gelet op het incidentele karakter van de inzet van werkschepen, en zeker van helikopters, tijdens de exploitatiefase wordt het onderwatergeluid daarvan niet nader beschouwd.

Het onderwatergeluid vanwege een offshore windturbine wordt in principe veroorzaakt door:

1. De instraling van het directe luchtgeluid vanwege de rotorbladen en uit de gondel in het water. Omdat echter, bij een rustige zee, het grootste deel van dat luchtgeluid wordt gereflecteerd tegen het wateroppervlak bereikt slechts een klein deel daarvan daadwerkelijk de waterkolom. Zo zal bij een ashoogte van 100 meter slechts 0,01 % van het geluidsvermogen naar het water worden overgedragen (Cottin & Uhl, 2002). Bij windsnelheden van meer dan 3,5 m/s en de daardoor hogere golfhoogten wordt de geluidsoverdracht van de lucht naar het water overigens met enige dB's (Richardson *et al.*, 1995) iets beter. Aangetoond kan worden dat de beide te beschouwen windturbines de in tabel 2 weergegeven geluidsdrukniveaus bij een vlakke zee, onder het wateroppervlak en in de directe nabijheid van de windturbine, veroorzaken.

Tabel 2: Onderwatergeluid vanwege directe instraling van luchtgeluid

elektrisch vermogen in MW	bronvermoggenniveau in dB(A) re 1 pW	bronvermoggenniveau in dB(lin) re 1 pW	ashoogte in m	geluidsdrukniveau in dB re 1 µPa
3,6	109	125	75	111,3
5,0	110	126	90	110,8

N.B.: Bronvermoggenniveaus bij een windsnelheid van 8 m/s

Beide windturbines veroorzaken dus, bij een windsnelheid van 8 m/s, onder water een geluidsdrukniveau van ca. 111 dB re 1 µPa in de directe nabijheid van de windturbine. Een dergelijk geluidsdrukniveau is niet relevant. Indien bij hogere windsnelheden het bronvermoggenniveau toeneemt met 5 dB en de geluidsoverdracht met, ten hoogste, 7 dB (Richardson *et al.*, 1995) dan zal dat geluidsdrukniveau toenemen tot ten hoogste 123 dB re 1 µPa. Een dergelijke verhoging van het geluidsdrukniveau bij hogere windsnelheden is nog steeds belangrijk lager dan een geschat geluidsdrukniveau, op een afstand van 1 meter, van 154 dB re 1 µPa (windturbine van 3,6 MW) en 157 dB re 1 µPa (windturbine van 5 MW) ².

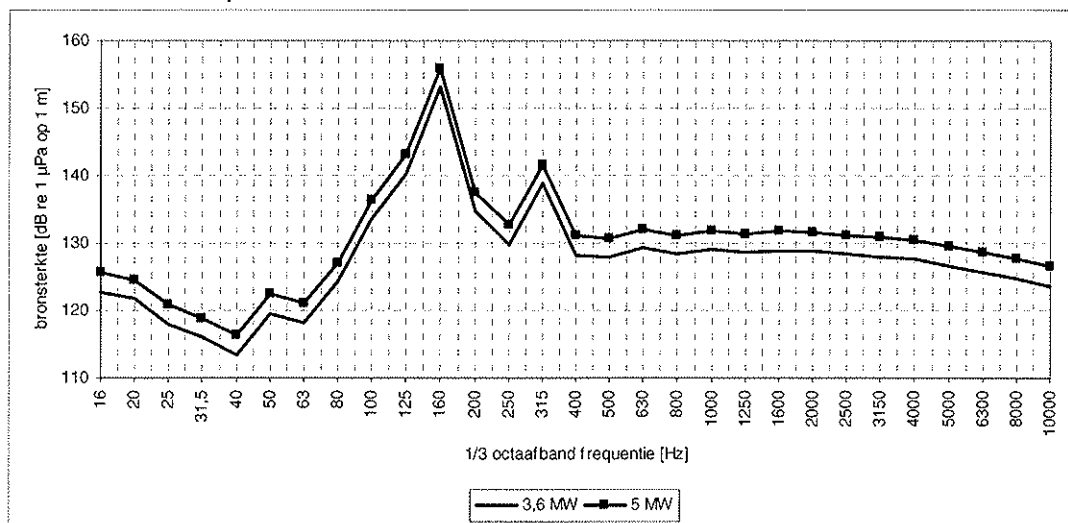
² De schatting van deze geluidsdrukniveaus komt verderop in deze paragraaf aan de orde.

2. De geluidsafstraling vanwege de trillingen, afkomstig van de gondel, door het deel van de mast dat in het water staat. Uit praktijkmetingen is gebleken dat deze geluidsafstraling aanzienlijk is.
3. De geluidsafstraling vanwege trillingen, afkomstig van de gondel en overgedragen via de mast en de fundering daarvan, in de zeebodem. Op basis van praktijkmetingen is gebleken dat deze bijdrage, in het bijzonder vanwege de slechte afstralgraad van de zeebodem, niet van belang is.
4. Ten slotte kan nog het onder water afgestraalde geluid veroorzaakt door trillingen in de mast vanwege golfslag tegen de mast, bewegingen van zand en water langs de mast en de interactie van de wind met de gehele windturbine worden genoemd. Het geluidsdrukniveau vanwege deze diverse ontstaansmechanismen zal ondergeschikt zijn aan het geluidsdrukniveau vanwege de onder 2 genoemde trillingen.

Van overwegend belang voor het geluid onder water is dus de geluidsafstraling in het water vanwege trillingen in de mast. In Betke, 2006, worden de resultaten van geluidsdrukmetingen die zijn uitgevoerd aan een 2 MW windturbine, op een stalen monopile, in het windpark Horns Rev gepresenteerd. Deze metingen zijn uitgevoerd bij verschillende windsnelheden en dus vermogens. Geluidsgegevens van grotere offshore windturbines zijn niet beschikbaar. Ten behoeve van het voorliggend MER zijn de resultaten gebruikt van metingen die door Betke zijn uitgevoerd bij een windsnelheid van 15 m/s, waarbij de windturbine 1983 kW (dus bijna vol vermogen) leverde, en zijn deze opgeschaald, met behulp van de methode zoals beschreven in Degn 2000, naar een 3,6 MW en een 5 MW windturbine. De resultaten daarvan, in de vorm van de geluidsdrukniveaus in $1/3^{\text{de}}$ octaafbanden, op 1 meter afstand, worden weergegeven in figuur 2. Het opschalen van resultaten van een 2 MW turbine naar turbines van 3,6 MW of 5 MW moet met de grootste voorzichtigheid geschieden omdat de door Degn, 2000 toegepaste methode niet met behulp van metingen is geverifieerd. Maar bij een toenemende grootte van de windturbine worden de tandwielfrequenties lager (Betke *et al.*, 2004). En bij lagere frequenties nemen de afstralgraad van de toren en de geluidsoverdracht in het water³ af terwijl de gehoordrempel van de ontvangers toeneemt. Daarom is het niet vanzelfsprekend dat grotere offshore windturbines tot een grotere verstoring van de marinefauna zullen leiden.

³ In erg ondiep water, waarvan hier sprake is, neemt de geluidsoverdracht beneden een bepaalde frequentie, de zogenaamde afsnijfrequentie, zeer sterk af. Hoe ondieper het water is, hoe hoger deze afsnijfrequentie is. In het onderzoeksgebied, met een diepte van gemiddeld 30 meter, zal deze afsnijfrequentie ongeveer 25 Hz zijn. Gelet op het indicatieve karakter van de geluidsberekeningen die ten behoeve van het voorliggende MER worden uitgevoerd, wordt deze afsnijfrequentie niet in rekening gebracht.

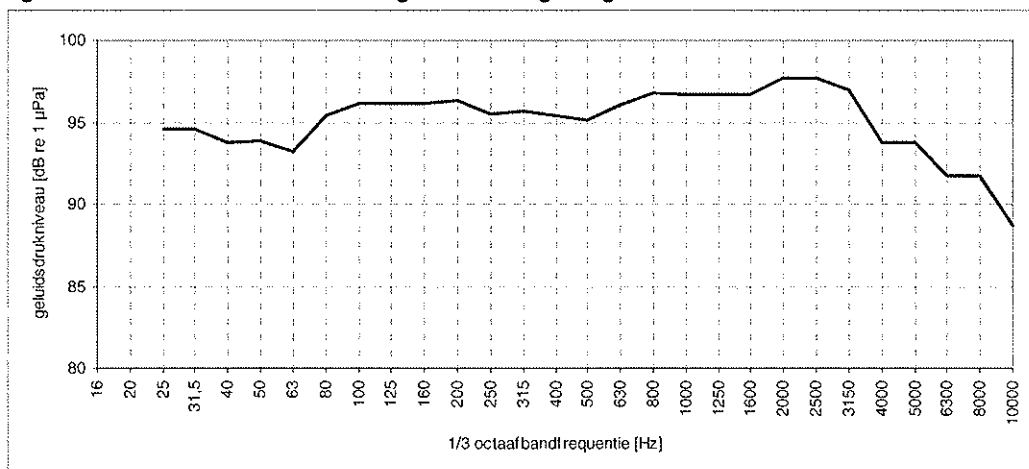
Figuur 2: Geschatte geluidsdrumniveaus op 1 meter afstand van een 3,6 en een 5 MW windturbine op een monopaal



De aldus geschatte totale bronsterkte bedraagt voor een windturbine van 3,6 MW 154 dB re 1 µPa op 1 m, voor een windturbine van 5 MW is dat 157 dB re 1 µPa op 1 m.

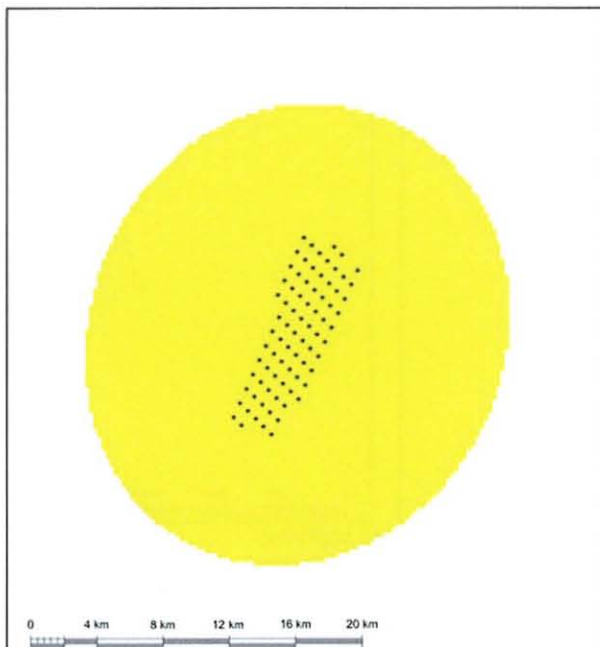
Op basis van de geschatte bronsterkten van de windturbines van 3,6 MW en 5 MW zijn, van de vier alternatieven, de geluidsdrumniveaus in 1/3^{de} octaafbanden in en buiten het windpark berekend. Hierbij is de verzwakking van het geluid onderwater, als functie van de afstand, berekend op basis van het overdrachtsmodel van Marsh & Schulkin, 1963. Vervolgens is per alternatief bepaald in welke gebieden in en buiten het windpark gewone zeehonden en bruinvissen het geluid vanwege het windpark zouden kunnen horen en waar ze mogelijk op dat geluid zouden kunnen reageren. Voor het achtergrondgeluid is daarbij uitgegaan van de door Verboom, 1991, gepresenteerde geluidsdrumniveaus van het achtergrondgeluid in de Noordzee. Hierbij is gebruik gemaakt van het gemiddelde van de in oktober 1980 gemeten geluidsdrumniveaus. Deze worden, in 1/3^{de} octaafbanden, weergegeven in figuur 3.

Figuur 3: Geluidsdrumniveaus vanwege het achtergrondgeluid

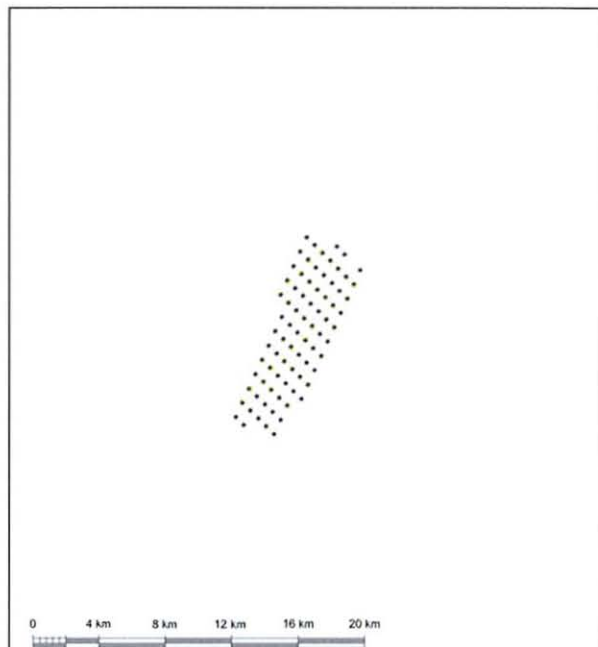


De resultaten van de uitgevoerde beoordelingen worden grafisch weergegeven in figuur 4 t/m figuur 11.

Figuur 4: Beoordeling basialternatief op zeehonden

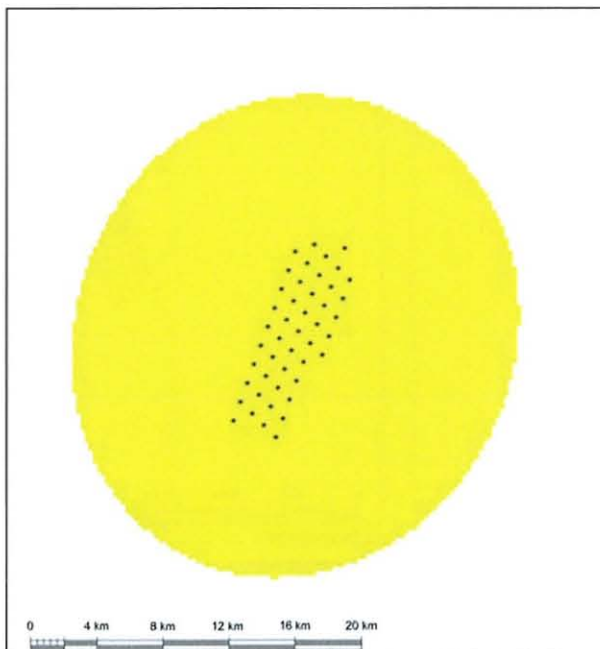


Figuur 5: Beoordeling basialternatief op bruinvissen

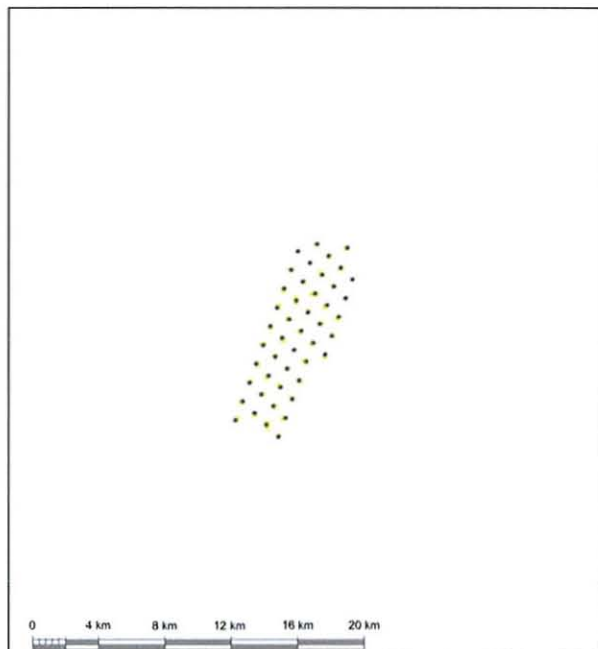


geel = activiteit hoorbaar
wit = activiteit niet hoorbaar

Figuur 6: Beoordeling alternatief 1 op zeehonden

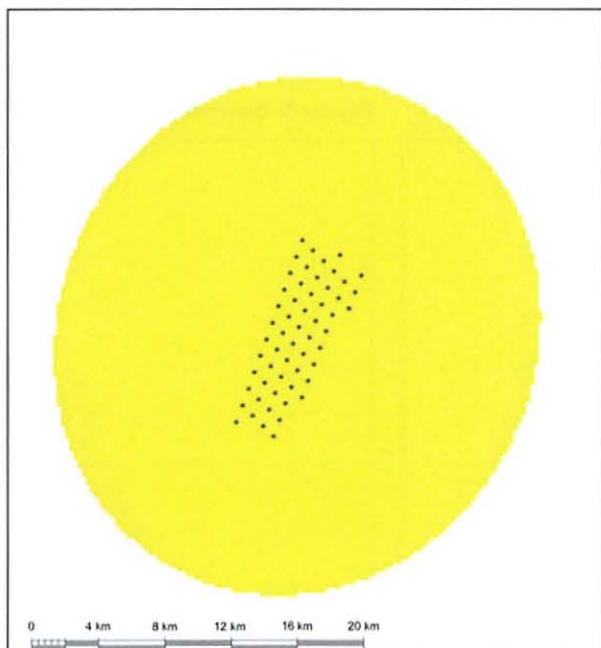


Figuur 7: Beoordeling alternatief 1 op bruinvissen

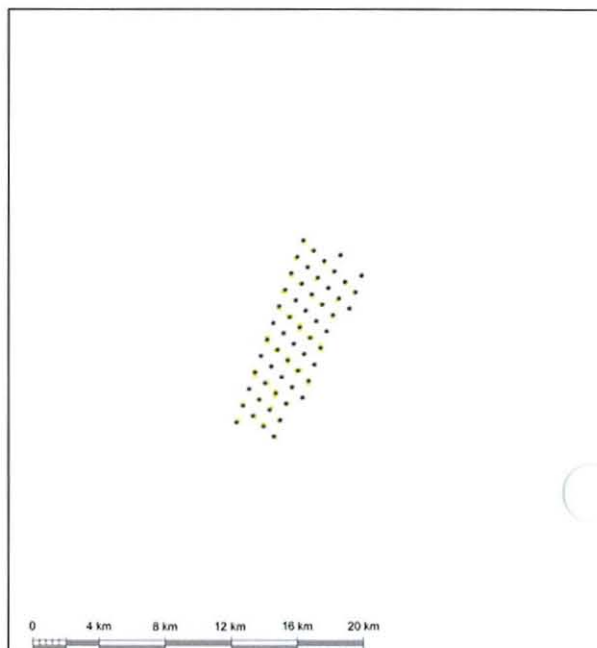


geel = activiteit hoorbaar
wit = activiteit niet hoorbaar

Figuur 8: Beoordeling alternatief 2 op zeehonden

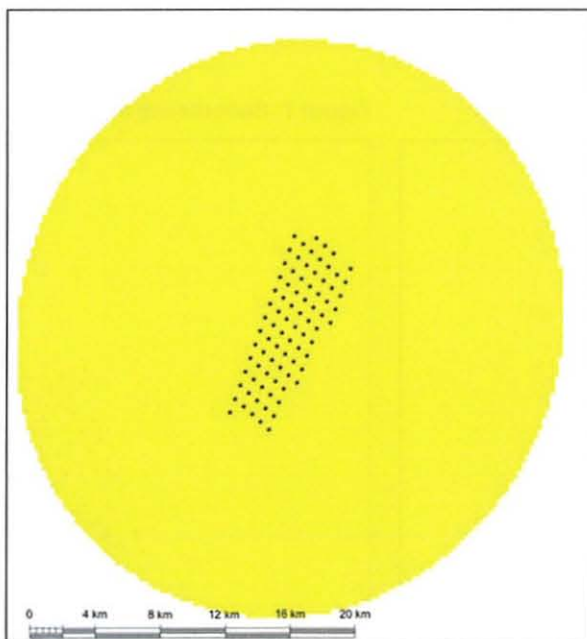


Figuur 9: Beoordeling alternatief 2 op bruinvissen



geel = activiteit hoorbaar
wit = activiteit niet hoorbaar

Figuur 10: Beoordeling alternatief 3 op zeehonden



Figuur 11: Beoordeling alternatief 3 op bruinvissen



geel = activiteit hoorbaar
wit = activiteit niet hoorbaar

Uit de figuren blijkt dat er voor geen der onderzochte alternatieven gebieden zullen zijn waarbinnen de geluidsdrukniveaus vanwege de activiteit tot een reactie, laat staan een verstoring, van zeehonden of bruinvissen leiden. Zeehonden zullen het geluid tot op grote afstand, vele kilometers, kunnen horen. Bruinvissen zullen het geluid echter alleen op relatief korte afstanden van de afzonderlijke windturbines kunnen horen. De resultaten met betrekking tot de mogelijke hoorbaarheid worden kwantitatief samengevat in tabel 3.

Tabel 3: Samenvatting beoordeling op hoorbaarheid

alternatief	zeehond		bruinvis	
	oppervlakte waarbinnen de activiteit hoorbaar is (ha)	hoorbaar tot een afstand vanaf de rand van het windpark (km)	oppervlakte waarbinnen de activiteit hoorbaar is (ha)	hoorbaar tot een afstand vanaf een windturbine (m)
basis	55.500	11	260	125
1	61.100	12	280	125
2	71.600	13	370	250
3	93.600	15	660	250

In de tijd dat het windturbinepark in gebruik is, zal er sprake zijn van enig verkeer met werkbotten voor het uitvoeren van onderhoud en reparaties. Omdat het windturbinepark echter gesloten zal zijn voor overig scheepvaartverkeer zal deze incidentele inzet van werkbotten per saldo niet leiden tot een verhoging van de geluidsdrukniveaus vanwege scheepvaart in en nabij het windturbinepark.

Vissen reageren op laagfrequente signalen (lager dan 50 Hz). In dit frequentiegebied zijn de geluidsdrukniveaus het hoogste in de buurt van de windturbines op afstanden van hoogstens enkele honderden meters. Vanwege de uitgestrektheid van het laagfrequente geluidsveld, waarin ook geen sprake is van richtingsinformatie, zullen vissen dat geluid anders waarnemen dan het geluid van andere dieren. Daarom wordt niet verwacht dat vissen hinder zullen ondervinden bij het detecteren van de geluiden van diverse geluidsbronnen als windturbines of dieren. Daarnaast zal het continue karakter van het geluid van de windturbines bij de vissen leiden tot gewenning. Op geluid in het frequentiegebied van 50 Hz tot 2 kHz reageren vissen niet of nauwelijks. En de invloed van de windturbines, zeker vergeleken met het overige antropogene geluid, is waarschijnlijk nauwelijks van belang in dat frequentiegebied. Windturbines veroorzaken nauwelijks geluid boven 2000 Hz en geluid in dit frequentiegebied zal dus verwaarloosbaar zijn. (Hoffmann *et al.*, 2000.). Betke, 2006, stelt zelfs vast dat vanaf 800 Hz geen geluid vanwege de door hem gemeten windturbines waarneembaar was.

In ELSAM, 2005 wordt voor het Horns Rev windpark op basis van uitgevoerde monitoringen geconcludeerd dat het geluid en de trillingen vanwege dat windpark niet van invloed zijn op de vissen daar.

De hoogste gehoorgevoeligheid van bruinvissen bevindt zich in een frequentiegebied dat hoger is dan het frequentiegebied (lager dan 800 tot 2000 Hz) waarin het geluid vanwege de windturbines mogelijk relevant zou kunnen zijn. Daarom zou mogen worden verwacht dat op enige afstand van het windpark het geluid vanwege de windturbines niet tot verstoring van bruinvissen zal leiden. Echter Koschinski *et al.*,

2003, rapporteert wel degelijk een reactie van bruinvissen op het geluid van een windturbine.

Zeehonden hebben echter in het frequentiegebied van de windturbines een hogere gehoorgevoeligheid. Zij zullen het geluid vanwege het windpark op enige kilometers afstand kunnen waarnemen.

Het door Koschinski *et al.*, 2003 uitgevoerde onderzoek betrof zowel bruinvissen als zeehonden waarbij beide soorten een reactie vertoonden op het gesimuleerde geluid van een windturbine. Zij, dus ook de bruinvissen, kunnen het laagfrequente geluid van een windturbine dus wel degelijk waarnemen. De dieren vertoonden echter geen vluchtreacties.

Hoffman *et al.*, 2000 verwacht dat onderwatergeluid vanwege het windpark van Horns Rev in het algemeen verwaarloosbare gevolgen zal hebben voor zeehonden en bruinvissen. De locatie is geen kritische habitat voor bruinvissen. En er zijn geen rustplekken voor zeehonden in de buurt van de locatie van het windpark. Daarnaast is het onderwatergeluid vanwege de windturbines min of meer continue en verwacht mag worden dat de zeehonden aan dat geluid zullen wennen.

In het monitoringsrapport van Horns Rev in 2003 (1 jaar na constructie en in werking) wordt aangegeven dat er geen verschil is in de frequentie van waarnemingen van bruinvissen binnen en buiten het windpark. De duur van de waarneming is wel wat korter. In 2004 was de waarnemingsfrequentie van de bruinvissen binnen het park wel wat lager dan erbuiten. Tijdens de constructie van het Nysted windpark bleek wel dat de bruinvissen in aantal afnamen, waarbij het waarschijnlijk is dat de aanleg van het windpark hieraan debet was.

Zowel op basis van de uitgevoerde kwantitatieve benadering (met behulp van de gemaakte schatting van de geluidsdrukniveaus vanwege de windturbines) als op basis van literatuurgegevens wordt geconcludeerd dat de exploitatie van het windpark niet tot relevante effecten vanwege onderwatergeluid zal leiden.

5.4 Aanleg kabel en aanlandingspunt

Voor het leggen van de kabel in de zeebodem zal gebruik worden gemaakt van een kabellegschip met een zogenaamde trencher (kabelingraver) die over de zeebodem wordt gesleept. Daarnaast kan het voorkomen dat er gebruik wordt gemaakt van een werkschip met een cavitierende boegschroef. In Royal Haskoning, MER BritNed-verbinding, 2005 is geschat dat de totale bronsterkte van deze activiteiten ongeveer 188 dB re 1 μ Pa is. Deze bronsterkte is ongeveer gelijk aan dat van een groot vrachtschip. Omdat de Noordzee druk wordt bevaren, mag worden aangenomen dat de vissen en zeezoogdieren aan dergelijke geluiden gewend zijn.

Van de aanleg van de kabel in de zeebodem en de aanleg van het aanlandingspunt worden daarom geen negatieve effecten op de vissen en zeezoogdieren verwacht.

6 VERGELIJKING ALTERNATIEVEN EN MITIGERENDE MAATREGELEN

6.1 Aanleg- en sloopfasen

Geconstateerd is dat het heien, met een dieselblok, van de monopalen van de windturbines de hoogste, en potentieel schadelijkste, geluidsdrukniveaus veroorzaakt. Mogelijkheden om deze geluidsniveaus te verlagen dan wel de effecten daarvan te voorkomen, zijn met name:

- **Bellengordijnen**
Door het toepassen van een zogenaamd bellengordijn rond de plaats waar wordt geheid, zouden reducties van de totale, breedbandige, geluidsniveaus met 3 tot 5 dB haalbaar zijn (Würsig *et al.*, 2000). Andere auteurs (o.a. Nedwell *et al.*, 2004c) melden daarentegen een zeer gering effect.
- **Intrillen**
In het algemeen wordt aangenomen dat het intrillen lagere geluidsdrukniveaus veroorzaakt dan inslaan. Getallen hierover, in de vorm van op basis van geluidsmetingen bepaalde bronsterktes, zijn echter in de literatuur niet bekend. Nedwell *et al.*, 2003, rapporteert een meting op een afstand van ca. 420 meter waarbij het signaal vanwege het intrillen niet boven het achtergrondniveau van 120 dB re 1 μ Pa uitkwam. Gerasch *et al.* schat dat het intrillen van de monopalen tot 30 dB lagere geluidsdrukniveaus t.o.v. het heien leidt. De voor het geluid maatgevende frequentie is daarnaast bij intrillen ook nog belangrijk lager dan bij heien. Die lagere frequentie zal in het ondiepe water onder de afsnijfrequentie liggen. Maar afhankelijk van met name de bodemgesteldheid kan het nodig zijn om voor het laatste stuk toch nog over te gaan op heien. In dat geval wordt het effect van intrillen alsnog geheel tenietgedaan.
- **Goed ontwerp**
De geluidsemissie wordt onder meer bepaald door de energie waarmee wordt geheid. Om te voorkomen dat er overbodig veel energie wordt gebruikt om de monopalen te plaatsen, moet het te gebruiken dieselblok goed worden afgestemd op de monopalen en op de bodemsamenstelling.
- **Operationeel**
Door een zogenaamde zachte start, waarbij wordt begonnen met een laag vermogen dat steeds wat hoger wordt, krijgen de zeezoogdieren en vissen de mogelijkheid het gebied te ontvluchten.
- **Kijk en luister**
Het gebied waar zal worden geheid kan kort voor de aanvang van het heien worden gecontroleerd op de aanwezigheid van zeezoogdieren. Deze controle kan visueel worden uitgevoerd door waarnemers⁴. Dat betekent dat er alleen kan worden geheid bij goed zicht: alleen bij daglicht, bij een rustige zee en niet bij mist. Daarnaast kunnen zogenaamde POD's⁵ worden ingezet.

⁴ Echter bruinvissen komen vrijwel nooit boven water. Het dier komt alleen even boven om te ademen. Dan is meestal niet meer dan het bovenste deel van de rug met de rugvin zichtbaar. Daar komt bij dat ze klein zijn. Het waarnemen van bruinvissen op zee, al helemaal bij enige golfslag, is daarom moeilijk.

⁵ Porpoise detectors. Deze detecteren de klikgeluiden, en dus de aanwezigheid, van o.a. bruinvissen.

6.2 Exploitatiefase

In de exploitatiefase worden er vanwege onderwatergeluid geen negatieve effecten op de marine natuur verwacht. Daarom worden mogelijke mitigerende maatregelen niet meer beschouwd.

6.3 Aanleg kabel en aanlandingspunt

Er worden geen negatieve effecten voor de mariene natuur, vanwege onderwatergeluid, verwacht van het leggen van de kabel in de zeebodem en het aanleggen van het aanlandingspunt. Daarom worden mogelijke mitigerende maatregelen niet meer beschouwd.

7 MMA

Met betrekking tot onderwatergeluid is er geen meest milieuvriendelijk alternatief te benoemen. Bij alle varianten is het onderwatergeluid vanwege het heien van de monopalen, tijdens de aanleg, potentieel even schadelijk voor het marine milieu. Van het onderwatergeluid tijdens de aanleg van de kabel en in de exploitatiefase worden geen negatieve effecten verwacht.

REFERENTIES

Betke, K., Schultz-von Glahn, M., Matuschek, R., 2004, Underwater noise emissions from offshore wind turbines, DAGA '04.

Betke, K., 2006, Measurements of underwater noise emitted by an offshore wind turbine at Horns Rev

BMM, 2004, Bouw en exploitatie van een windmolenpark op de Thorntonbank in de Noordzee: Milieueffectenbeoordeling van het project ingediend door de n.v. C-Power.

Cottin, N., Uhl, A., 2002, Beschreibung des Schalleintrags in den Wasserkörper aus einer Punktförmigen Luftschallquelle

Degn, U., 2000, Offshore Wind Turbines VVM, Underwater Noise Measurements, Analysis and Predictions, Report 00.792 rev. 1, To SEAS Distribution A.m.b.A.

Elsam, 2005, Review report 2004, The Danish Offshore Wind Farm, Demonstration Project:Horns Rev and Nysted Offshore Wind Farms, Environmental impact assessment and monitoring.

Frisse Zeewind 2, 2005, Stichting de Noordzee.

Gerasch, W., Elmer, K, Neumann, T., J. Gabriel, J., Schultz- v. Glahn, Betke, K., Schallimmissionen während des Bauens und des Betriebes von Offshore-Windenergieanlagen

Hastings, M.C., Popper, A.N., 2005, Effects of sound on fish, California Department of Transportation.

Hoffman, E., Astrup, J, Larsen, F, Munch-Petersen, S, 2000, Effects of marine windfarms on the distribution of fish, shellfish and marine mammals in the Horns Rev area

Koschinski, S., Culik, B.M., Damsgaard Henriksen, O., Tregenza, N, Ellis, G, Jansen, C, Kathe,G, 2003, Behavioural reactions of free-ranging porpoises and seals to the noise of a simulated 2 MW windpower generator, Marine Ecology Progress Series, Vol. 265: 263–273, 2003

Madsen, P.T., Wahlberg, M., Tougaard, J., Lucke, K. and Tyack, P. (2006). Wind turbine underwater noise and marine mammals: implications of current knowledge and data needs. Mar. Ecol. Progr. Ser. 309, 279-295.

Marsh and Schulkin, 1963, Shallow-Water Transmission, J. Acoust. Soc. Am., Vol.34, 863.

McKenzie-Maxon, C., 2000, Offshore Wind-Turbine Construction, Offshore Pile-Driving Underwater and Above-water Noise Measurements and Analysis, report 00.877, Report to SEAS Distribution A.m.b.A..

Nedwell, J., Turnpenny, A., Langworthy, J., Edwards, B., 2003, Measurements of underwater noise during piling at the Red Funnel Terminal, Southampton, and observations of its effect on caged fish, Subacoustech Report Reference 558 R 0207, October 2003.

Nedwell, J., Edwards, B., Turnpenny, A., Gordon, J., 2004a, Fish and Marine Mammal Audiograms: A summary of available information. Subacoustech Report Reference: 534R0214, To: Chevron Texaco Ltd., TotalFinaElf Exploration UK Plc, DSTL, DTI and Shell U.K. Exploration and Production Ltd

Nedwell, J., Howell, D., 2004b, A review of offshore windfarm related underwater noise sources, Subacoustech Report Reference 544R0308, October 2004, To COWRIE, The Crown Estate, 16 Carlton

Nedwell, J., Langworthy, J., Howell, D., 2004c, Assessment of sub-sea acoustic noise and vibration from offshore wind turbines and its impact on marine wildlife; initial measurements of underwater noise during construction of offshore windfarms, and comparison with background noise, Subacoustech Report Reference 544R0424, November 2004, To COWRIE, The Crown Estate, 16 Carlton

Richardson, W.J., Greene jr, C.R., Malme, C.I., Thomson, D.H., 1995. Marine Mammals and Noise. Academic Press, Press, San Diego, CA

Seascope, 2002, Burbo Offshore Windfarm, Environmental statement.

Thomsen, F., Lüdemann, K., Kafemann, R. and Piper, W. (2006). Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish, biola, Hamburg, Germany on behalf of COWRIE Ltd.

Verboom, W.C., 1991, Possible disturbance of marine mammal hearing perception by human made noises – preparatory study. TNO-rapport TPD-HAG-RPT-91-110.

Wenz, G.M., 1962, Acoustic ambient noise in the ocean: Spectra and sources. J. Acoust. Soc. Am., Vol.34, 1936-1956.

Würsig, B., Greene, C.R., Jefferson, T.A., 2000, Development of an air bubble curtain to reduce underwater noise of percussive piling, Marine Environmental Research 49.