

Passende Beoordeling Windpark Rijnveld Oost



Passende Beoordeling Windpark Rijnveld Oost

6 januari 2009

Colofon

Aan dit rapport hebben onder andere meegewerkt:

Projectorganisatie

Eric Arends (Pondera); Arjen Boon (Haskoning).

Redactie en schrijfwerk

Eric Arends (Pondera); Roderick Groen (Arcadis); Theo Jager; Arjen Boon (Haskoning).

Vogels

Mardik Leopold, Charlotte Deerenberg (beiden Imares); Tineke Troost (Deltares); Allix Brenninkmeijer, Jelmer van Belle (beiden Altenburg & Wymenga); Sjoerd Dirksen, Camiel Heunks, Mark Collier (allen Bureau Waardenburg); Arjen Boon (Haskoning); Roderick Groen (Arcadis).

Onderwatergeluid

Gerard Duijckinck Dörner (Haskoning); Wim Verboom; Dick de Haan (Imares); Eric Arends (Pondera); Floor Heinis (HWE).

Vis

Theo Prins, Jan van Beek (beiden Deltares); Loes Bolle, Oscar Bos (beiden Imares); Arjen Boon (Haskoning).

Zeezoogdieren

Floor Heinis (HWE); Wim Verboom; Mardik Leopold (Imares).

COLOFON	4
SAMENVATTING	9
1 INLEIDING	17
1.1 AANLEIDING	17
1.2 ACHTERGROND	17
1.3 LEESWIJZER	18
2 BELEID EN WETGEVING	19
3 VOORGENOMEN ACTIVITEIT	23
4 AFBAKENING EFFECTEN, SOORTEN EN GEBIEDEN	27
4.1 INGREEP-EFFECTRELATIES.....	28
4.1.1 Aanlegfase.....	31
4.1.2 Exploitatiefase	32
4.1.3 Ontmantelingsfase.....	34
4.2 VOGELS	35
4.2.1 Kolonievogels	35
4.2.2 Niet-broedvogels	36
4.2.3 Trekvogels	36
4.2.4 Zeevogels	38
4.2.5 Aalscholver	39
4.3 ZEEZOOGDIEREN	42
4.4 VISLARVEN.....	43
4.5 NATURA 2000-GEBIEDEN	44
4.5.1 Directe Effecten op Habitattypen.....	44
4.5.2 Indirecte effecten op Natura 2000-gebieden.....	46
4.5.3 Buitenlandse Natura 2000-gebieden.....	47
5 HUIDIGE SITUATIE	51
5.1 VOGELS	51
5.1.1 Kolonievogels	51
5.1.2 Trekvogels	54
5.2 ZEEZOOGDIEREN	55
5.2.1 Bruinvis	55
5.2.2 Gewone zeehond	57
5.2.3 Grijze zeehond.....	59
6 METHODOLOGIE EFFECTENANALYSE	61
6.1 VISLARVEN.....	61
6.1.1 Het vislarvenmodel	61
6.1.2 Algemene beschrijving van het model.....	61
6.1.3 Sterfte als gevolg van heien	63

6.1.4 Doorwerking op juvenielen, overige prooivissen en kraamkamerfunctie Waddenzee	64
6.2 DOORWERKING OP VOGELS EN ZEEZOOGDIEREN	66
6.2.1 Selectie relevante soorten	66
6.2.2 Berekening doorwerking	67
6.3 AANVARINGSRISICO'S VOGELS	69
6.3.1 Berekening Aanvaringslachtoffers	69
6.3.2 Flux kolonievogels	73
6.3.3 Trekvogels	74
6.3.4 Effectbeoordeling	76
6.4 HABITATVERLIES KOLONIEVOGELS	77
6.5 ZEEZOOGDIEREN	78
6.5.1 Relaties tussen activiteiten en effecten op zeezoogdieren	78
6.5.2 Beïnvloeding van zeezoogdieren door onderwatergeluid	79
6.5.3 Tijdelijke effecten van aanleg – heien van monopaalfunderingen	81
6.5.4 Tijdelijke effecten van aanleg – onderwatergeluid a.g.v. vaartuigen	84
6.5.5 Semi-permanente effecten van exploitatie – draaiende windturbines	84
6.5.6 Semi-permanente effecten van exploitatie – onderwatergeluid a.g.v. vaartuigen	91
6.5.7 Conclusies	91
6.6 ACCUMULATIE EFFECTEN	92
7 EFFECTENANALYSE	93
7.1 VISLARVEN EN KRAAMKAMERFUNCTIE	93
7.1.1 Reductie aanvoer vislarven	93
7.1.2 Doorwerking juvenielen en kraamkamerfunctie	94
7.2 DOORWERKING VOGELS EN ZEEZOOGDIEREN	97
7.2.1 Selectie visetende zeevogels, zeezoogdieren en hun voedsel	97
7.2.2 Resultaten berekening	107
7.3 AANVARINGSRISICO'S VOGELS	110
7.3.1 Kolonievogels	110
7.3.2 Trekvogels	115
7.4 HABITATVERLIES KOLONIEVOGELS	117
7.5 ZEEZOOGDIEREN	118
7.5.1 Effecten van onderwatergeluid tijdens de bouwfase	118
7.5.2 Beoordeling effecten	123
7.6 INTERNE ACCUMULATIE	125
8 EFFECTEN OP NATURA 2000-GEBIEDEN	127
8.1 LAUWERSMEER	128
8.2 WADDENZEE	128
8.3 DUINEN TERSCHELLING	129
8.4 DUINEN VLIELAND	129
8.5 DUINEN AMELAND	129
8.6 DUINEN SCHIERMONNIKOOG	129
8.7 DUINEN EN LAGE LAND TEXEL	129
8.8 NOORDZEEKUSTZONE	130

8.9	IJSSELMEER	130
8.10	ZWANENWATER EN PETTEMERDUINEN	130
8.11	VOORNES DUIN	130
8.12	DUINEN GOEREE EN KWADE HOEK	131
8.13	HARINGVLIET	131
8.14	GREVELINGEN	131
8.15	KRAMMER-VOLKERAK	131
8.16	HOLLANDS DIEP	131
8.17	VEERSE MEER	131
8.18	VOORDELTA	132
8.19	OOSTERSCHELDE	132
8.20	ZOOMMEER	133
8.21	MARKIEZAAT	133
8.22	ZWIN & KIEVITTEPOLDER	133
8.23	WESTERSCHELDE EN SAEFTINGHE	133
8.24	BEMPTON CLIFFS	134
8.25	BASS ROCK	134
8.26	HELGOLAND	134
9	CUMULATIE	137
9.1	ACHTERGROND CUMULATIE	137
9.1.1	Wettelijk kader	137
9.1.2	Lijst met (mogelijk) te beoordelen projecten/handelingen	138
9.1.3	Beoordelingskader	138
9.2	RESULTATEN CUMULATIE MET ANDERE PROJECTEN OF PLANNEN	139
9.2.1	Geprojecteerde windparken	139
9.2.2	Tweede Maasvlakte	143
9.2.3	Toekomstige zandwinningen Noordzee ²⁰	144
9.2.4	Conclusies	144
10	REFERENTIES	145
BIJLAGE I	COORDINATEN RIJNVELD OOST	159
BIJLAGE II	ACHTERGRONDINFORMATIE TREKVOGELS	161
BIJLAGE III	INFORMATIE OVER ZEEZOOGDIEREN	167
BIJLAGE IV	INSTANDHOUDINGSDOELSTELLINGEN VOOR VOGELS IN	175
	NATURA 2000-GEBIEDEN	
BIJLAGE V	TOELICHTING MODELBEREKENINGEN	187
	AANVARINGSSLACHTOFFERS VOGELS	
BIJLAGE VI	TOELICHTING FOERAGEERAFSTANDEN EN VERSPREIDING	197
	OP ZEE VAN KLEINE MANTELMEEUW	
BIJLAGE VII	RESULTATEN BEREKENINGEN AANVARINGEN VOGELS	199
BIJLAGE VIII	INVLOED VAN SCHEEPSGELUID OP BRUINVIS EN ZEEHOND	203
BIJLAGE IX	EFFECTEN VAN HEIEN OP VISLARVEN	207
BIJLAGE X	TOELICHTING DOORWERKING REDUCTIE LARVENAANVOER	211

Samenvatting

Inleiding en wettelijk kader (H 1 & 2)

Als eerste stap op weg naar het realiseren van de kabinetsdoelstelling om in 2020 voor 6.000 megawatt aan windenergie op het Nederlands Continentaal Plat (NCP) te realiseren, heeft het kabinet zich ten doel gesteld om in 2010 voor 450 megawatt aan nieuwe windparken te subsidiëren, boven op de 228 megawatt die er nu staan. In dit kader heeft E-Connection uit Bunnik, Nederland, het initiatief ontwikkeld voor het windpark Rijnveld Oost ter hoogte van Katwijk op het NCP.

Uit onderzoek dat in opdracht van Rijkswaterstaat Waterdienst is uitgevoerd (Prins et al, 2008) is gebleken dat het niet mogelijk is om op voorhand significant negatieve effecten op in Natura 2000-gebieden beschermde populaties van vogels en zeezoogdieren uit te sluiten. In deze Passende Beoordeling (PB) wordt nagegaan welke effecten van aanleg, exploitatie en ontmanteling optreden op beschermde natuurwaarden in Natura 2000-gebieden. Tevens wordt nagegaan of deze effecten mogelijk significant zijn.

Het wettelijk kader voor de bouw en exploitatie van een windmolenpark in de Noordzee is de Wet beheer rijkswaterstaatswerken (Wbr; windparken zijn vergunningplichtig onder de Wbr). Het kader voor de Passende beoordeling wordt gevormd door de Europese Vogel- en Habitatrichtlijnen¹.

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

Voorgenomen activiteit (H 3)

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

Het windpark, met een geïnstalleerd vermogen van 135 MW, beslaat een oppervlak van 15 km², bevat 45 turbines van 3 MW, een transformatorstation en bekabeling, en is gelegen in het Nederlandse deel van de EEZ.

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

¹ Respectievelijk: 'Council Directive 79/409/EEC on the conservation of wild birds' en 'Council Directive 92/43/EEC on the Conservation of natural habitats and of wild fauna and flora'

Afbakening effecten, soorten en gebieden (H 4)

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

Uit deze afbakening komt naar voren dat effecten ten aanzien van fytoplankton, bodemfauna, vleermuizen en vissen niet zullen leiden tot significante effecten op Natura 2000-gebieden. De effecten die in de Passende Beoordeling wel worden behandeld, hebben betrekking op vogels, vislarven en zeezoogdieren.

Vogels kunnen op verschillende manieren effecten ondervinden:

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

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

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

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

De Passende Beoordeling richt zich op mogelijke effecten van windpark Rijnveld Oost op Natura 2000-gebieden langs de Nederlandse kust en in het buitenland. Naast verstoring van habitattypen, kan de voorgenomen ingreep effect hebben op soorten die een directe relatie hebben met de instandhoudingsdoelstellingen van de Natura 2000-gebieden. In totaal worden de indirecte effecten op 23 Natura 2000-gebieden in Nederland beschouwd.

De buitenlandse Natura 2000-gebieden Bempton Cliffs (Engeland) en Helgoland (Duitsland) ondervinden indirecte effecten doordat de Jan van gent vanuit deze gebieden in aanraking kan komen met het windpark. Effecten op de instandhoudingsdoelstellingen van buitenlandse Natura 2000-gebieden kunnen verder uitsluitend plaatsvinden via sterfte van trekkende vogels.

Huidige situatie (H 5)

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

Voor de kolonievogels zijn de instandhoudingsdoelen en huidige populatiegrootte van broedkolonies die binnen het bereik van deze PB vallen weergegeven, op basis van (ontwerp)aanwijzingsbesluiten en gemiddelden van tellingen (periode 1999-2003; SOVON/CBS, 2005).

Voor de trekvogels is een selectie gemaakt van soorten van appendix II van de Vogelrichtlijn, die beschermd zijn in Natura 2000-gebieden en waarvan het zeker of mogelijk is dat ze de zuidelijke Noordzee oversteken (van Nederland naar het Verenigd Koninkrijk en vice versa).

Zeezoogdieren die zowel binnen Natura 2000-gebieden als binnen de invloedssfeer van het windpark Rijnveld Oost voorkomen, zijn Bruinvis en Gewone en Grijsze zeehond. Deze soorten kunnen voorkomen in de Natura 2000-gebieden Noordzeekustzone, Waddenzee, Voordelta, Oosterschelde, Westerschelde & Saeftinghe.

Methodologie effectenanalyse (H 6)

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

Vislarven

Het gehanteerde vislarvenmodel dat door Deltares is gebruikt voor het berekenen van de effecten van de aanleg van het windmolenpark wordt beschreven op onderdelen zoals toegepast grid, gesimuleerde jaren, vissoorten, paaigebieden, periode van larventransport en gedragaspecten van vislarven. De sterfte als gevolg van heien is bepaald uitgaande van het worst-case scenario van 100% sterfte onder vislarven tot op een afstand van 1000 meter van de heilocatie. Verder is er uitgegaan van een repeterende cyclus van 3 dagen, bestaande uit 2 opeenvolgende dagen 3 uur heien en daarna 1 dag zonder heien. Als worst-case benadering is tevens gerekend met een heiperiode die zowel de paaitijd voor Schol, Haring als Tong omvat (januari - juni). Bij de bespreking van het vislarvenmodel is eveneens ingegaan op de wijze van doorwerking van de vislarvensterfte op juvenielen, overige prooivissoorten en de kraamkamerfunctie van de Waddenzee.

De doorwerking van vislarvensterfte op vogels en zeezoogdieren uit zich ondermeer in een mogelijke verminderde beschikbaarheid van vis voor visetende vogels en zeezoogdieren. Om de mogelijke effecten van vislarvensterfte op de in Natura 2000-gebieden beschermde vogels en zeezoogdieren in kaart te brengen, zijn stapsgewijs de volgende aspecten geanalyseerd: de doorvertaling van vislarven naar juveniele vis; soorten visetende zeevogels en zeezoogdieren; het dieet van deze soorten; de voortplantingsbiologie van Haring, Schol en Tong; de biologie van

overige proovisoorten en het nader inzoomen op de meest relevante soorten zeevogels en zeezoogdieren. Dit leidde tot een selectie van vogels en zeezoogdieren waarvoor de berekening van de doorwerking van vislarvensterfte vervolgens is uitgevoerd voor ieder Nederlands Natura 2000-gebied met zout water. Hierbij is rekening gehouden met de maximale reductie van de vislarvensoort, de belangrijkste prooisoorten voor de geselecteerde vogels en zeezoogdieren, de reductie van het voedsel van deze vogels en zeezoogdieren, de doorvertaling naar het effect op populaties vogels en zeezoogdieren, en de toetsing van dit effect op de instandhoudingsdoelen van de soorten in de Natura 2000 kolonies rondom de drie belangrijke Natura 2000-gebieden.

Aanvaringsrisico's vogels

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

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

Voor elke relevante vogelsoort zijn naast deze factoren een groot aantal parameters bepaald ten einde de berekeningen uit te kunnen voeren. Van de drie beschikbare modellen ('routes') is geconcludeerd dat model 2 de meest betrouwbare resultaten levert; hiermee zijn berekeningen uitgevoerd. De berekeningen hebben een sterk worst-case gehalte zodat zeker is dat geen effecten zijn onderschat. De sterfte door aanvaringen die berekend is door middel van de modellen, is vergeleken met de natuurlijke mortaliteit van die vogelsoort. Wanneer de additionele sterfte door een windpark kleiner of gelijk is aan 1% van deze natuurlijke mortaliteit, kan verwacht worden dat dit geen invloed heeft op de instandhoudingsdoelstellingen van de Natura 2000-gebieden en wordt het effect van het windpark als verwaarloosbaar geclassificeerd.

Voor trekvogels is een eerste selectie gemaakt door een 'maximum effect scenario'- benadering toe te passen, waarbij de gecumuleerde effecten (alle soorten van alle gebieden samen) beoordeeld worden.

Dit scenario houdt in dat van alle geselecteerde soorten:

- de gezamenlijke Nederlandse en Britse populaties in Natura 2000-gebieden,
- tweemaal per jaar (voor- en najaarstrek)
- op turbinehoogte (dus zonder 'verticale uitwijking')
- zonder horizontale uitwijking,

door een fictief windpark met een totale capaciteit van 450 MW vliegt. Voor wat betreft de turbines is uitgegaan van de meest ongunstige situatie uit de verschillende initiatieven op de Noordzee. De berekeningen zijn uitgevoerd conform Route 2.

Voor soorten waarbij in dit 'maximum effect scenario' de additionele sterfte onder 1% van de bestaande sterfte bleef, is aangenomen dat in de reële voorgenomen situaties (kleinere parken, kleinere flux, wel uitwijking) de effecten verwaarloosbaar klein zijn. Bij een overschrijding van de 1% additionele sterfte is een nieuwe berekening uitgevoerd met voor de betreffende soort meer toegesneden worst-case parameters. Is de toename van de sterfte (opnieuw) groter dan 1% dan

wordt in detail gekeken of de aannames reëel zijn, en of met meer realistische aannames, specifiek voor de soort, nog steeds een belangrijk effect verwacht wordt.

Habitatverlies kolonievogels

Voor het verlies aan foerageerhabitat voor kolonievogels wordt een eenvoudige berekening uitgevoerd: wat is het oppervlak van het foerageergebied van een soort, bijvoorbeeld de Kleine mantelmeeuw, en welk deel beslaat het windpark. Voor het verlies van foerageerhabitat wordt een grens aangehouden van 1% oppervlakteverlies, waarbij mogelijk sprake is van een wezenlijk verlies van foerageerhabitat, dat kan leiden tot significante effecten op de populatie in de Natura 2000 kolonie. Bij voldoende voedsel en absentie van competitie om foerageerruimte heeft een eventueel optredende reductie van foerageerhabitat echter geen effect op de fitness van de soort.

Zeezoogdieren

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

Voor de tijdelijke effecten van de aanleg van het windpark zijn de effecten van het onderwatergeluid als gevolg van de heiwerkzaamheden op zeezoogdieren en hun voedsel (vissen) maatgevend. Bruinvissen en zeehonden kunnen tot een afstand van respectievelijk 12 en 80 km vanaf de heillocatie een reactie op het geproduceerde onderwatergeluid vertonen. Effecten in een groot deel van de Noordzee zijn daarom niet uit te sluiten. Deze effecten worden dan ook nader onder de loep genomen.

Zeehonden en Bruinvissen zullen het geluid van de draaiende turbines op een afstand van meer dan 100 m niet mijden. De beschikbare gegevens laten het niet toe uitspraken te doen over de afstand tot waar zij de turbines zullen naderen. Zowel voor Bruinvissen als voor zeehonden geldt dat als zij de turbines al mijden, dit op zeer korte afstand zal zijn. Het biotoopverlies dat hierdoor optreedt, is daarom verwaarloosbaar klein. Ook voor de vissoorten die gevoelig zijn voor het door de draaiende turbines gegenereerde onderwatergeluid geldt dat een eventueel biotoopverlies verwaarloosbaar klein is ten opzichte van het totale leefgebied. Dit geldt ook voor de als mobiele geluidsbron te karakteriseren werkschepen voor onderhoud en reparatiewerkzaamheden; eventuele effecten van het door deze schepen geproduceerde onderwatergeluid zijn zeer lokaal en leiden niet tot een extra biotoopverlies voor zeezoogdieren en hun voedsel (vissen).

Effectenanalyse (H 7)

Reductie vislarven

Voor Schol blijkt uit de modelberekeningen een maximale afname in de larvenaivoer van 2% voor Voordelta, Noordzeekustzone en Waddenzee. Voor Tong is de afname van larvenaivoer 0-1% voor Voordelta en Noordzeekustzone en 0% voor Waddenzee. Voor Haring is de afname van larvenaivoer respectievelijk 4-7%, 7-12% en 4-7%.

Doorwerking juvenielen en kinderkamerfunctie

Op basis van het belang van de Waddenzee als kinderkamer voor verschillende vissoorten, is de doorwerking van vislarvenreductie op de juveniele vis bepaald. Voor sommige soorten wordt dit 1 op 1 doorvertaald (bijvoorbeeld Schol), voor andere soorten (bijvoorbeeld Haring) is deze doorvertaling 2/3, en voor andere soorten is deze doorvertaling 1/3 (bijvoorbeeld Zandspiering).

Zowel de randvoorwaarden als het functioneren (doorwerking juvenielen) van de kinderkamerfunctie ondervinden geen significante effecten. Dit geldt tevens voor de doorvertaling naar de effecten op het gehele visbestand.

Doorwerking vislarvenreductie op vogels en zeezoogdieren

Het effect van de vislarvenreductie op de vogels en zeezoogdieren blijft in alle gevallen onder de 1% op populatieniveau, en significante effecten kunnen worden uitgesloten.

Aanvaringsrisico's vogels

Van de kolonievogels zijn de Jan van gent en de Kleine mantelmeeuw de enige soorten die windpark Rijnveld Oost kunnen bereiken vanuit hun kolonies. Voor de Kleine mantelmeeuw kunnen de kolonies in Duinen en Lage Land Texel, Zwanenwater & Pettemerduinen, Krammer-Volkerak en Veerse Meer het windpark bereiken, het maximale effect is 0,40% van de achtergrondsterfte. Voor de Jan van gent gaat het om de kolonies uit Bempton Cliffs (VK) en Helgoland (D), waarbij het maximale effect blijft steken op 0.03%. In geen van de gevallen gaat het om significante effecten.

Habitatverlies voor kolonievogels is verwaarloosbaar klein, omdat er geen effecten op populatieniveau kunnen optreden. Ook hierdoor zijn significante effecten uitgesloten.

De aanvaringssterfte van de trekvogels is in alle gevallen verwaarloosbaar klein, maximaal 0,01% van de achtergrondsterfte. Significante effecten zijn derhalve uitgesloten voor de trekvogels tussen het VK en Nederland.

Zeezoogdieren

Voor de meest gevoelige zeezoogdierensoort, de Gewone zeehond, is voor het geluidsniveau waarop tijdens heiwerkzaamheden vermijding begint 80 kilometer aangehouden. Voor Bruinvissen is 12 kilometer aangehouden.

Het habitatverlies dat hierdoor tijdens het heien optreedt op NCP schaal is voor de zeehonden ca. 26%, en voor de Bruinvis ca. 0,8%. Dit heeft een beperktere doorwerking naar de Natura 2000-gebieden waarin deze dieren beschermd zijn. Voor de Bruinvis wordt ingeschat dat er geen effecten optreden op het aantal Bruinvissen in de Noordzeekustzone.

Voor de effecten op de migratie van zeehonden tussen de Voordelta en de Waddenzee wordt ingeschat dat dit kan leiden tot 1 à 2 minder geboortes van jongen. Op populatieniveau betekent deze eenmalige geboortebeperking een reductie van 0,1 à 0,3%. Beïnvloeding van het leefgebied van de zeehonden in de Voordelta is omvangrijk: ca. 81% wordt in meer of mindere mate door het geluid beïnvloed (voor Noordzeekustzone ca. 5%). De tijdsduur van beïnvloeding is echter beperkt. Het gaat bij het voorgestelde heischema om 3,1% van de totale tijd dat er geheid wordt dat het geluid ook aanwezig is in de Voordelta en Noordzeekustzone. De beschreven effecten op de Bruinvis en de zeehond zijn niet significant.

Interne accumulatie

De voorgenomen activiteit kan op verschillende manieren effect hebben op beschermde soorten en gebieden. In dat geval dient er binnen deze PB deze verschillende effecten opgeteld te worden. Het gaat *in concreto* hier om de effecten van de aanvaring op de Kleine mantelmeeuw en de effecten van de vislarvenreductie op de Kleine mantelmeeuw. Voor Zwanenwater en Pettemerduinen komt de verwachte additionele sterfte door aanvaringen op 0,45%, ruim onder de effectgrens van 1%. Na accumulatie met het effect van voedselreductie, 0,3%, komt het totale maximale effect op 0,75%. Dit effect doet geen afbreuk aan de instandhoudingsdoelstellingen voor het gebied, zodat geconcludeerd wordt dat aanleg van Rijnveld Oost geen afbreuk doet aan de instandhoudingsdoelen voor Zwanenwater en Pettemerduinen. Voor andere gebieden zijn na accumulatie geen significante effecten vastgesteld.

Toetsing effecten op Natura 2000-gebieden (H 8)

Geen van de effecten van de aanleg en aanwezigheid van windpark Rijnveld Oost heeft significante effecten op de relevante Natura 2000-gebieden in Nederland, het Verenigd Koninkrijk of Duitsland.

Cumulatie (H 9)

Er worden geen cumulatieve effecten verwacht van toekomstige zandwinnings voor suppletie en ophoogzand, of van de aanleg van de Tweede Maasvlakte op de migratiemogelijkheden en de kwaliteit van het leefgebied van de Gewone zeehond in de Voordelta. Wel zijn er cumulatieve effecten mogelijk van de aanleg en aanwezigheid van andere windparken met die van windpark Rijnveld Oost, op zowel vogels (aanvaringen) als zeezoogdieren (onderwatergeluid, voedselsituatie).

1 Inleiding

1.1 AANLEIDING

Het kabinet streeft ernaar om in 2020 een totale capaciteit van 6.000 megawatt windenergie op de Nederlands Continentaal Plat (NCP) te hebben gerealiseerd. Om dit te bereiken heeft het kabinet zich ten doel gesteld om in 2010 voor 450 megawatt aan nieuwe windparken te vergunnen, boven op de 228 megawatt die er nu staan met de parken OWEZ en Q7.

Hiertoe heeft het bedrijf E-Connection uit Bunnik, Nederland, het initiatief ontwikkeld voor het windpark Rijnveld Oost ter hoogte van Katwijk op het NCP .

Uit onderzoek dat in opdracht van Rijkswaterstaat Waterdienst is uitgevoerd (Prins *et al*, 2008), is gebleken dat het niet mogelijk is om op voorhand significant negatieve effecten op - in Natura 2000-gebieden beschermde - populaties van vogels en zeezoogdieren uit te sluiten. Voor ieder initiatief voor de bouw en exploitatie van een windpark in de Noordzee dient een locatiespecifieke Passende Beoordeling (PB) opgesteld te worden, waarin de effecten van aanleg, exploitatie en afbraak op beschermde natuurwaarden in Natura 2000-gebieden in kaart gebracht worden.

Voorliggend document is de invulling van dit advies conform de wettelijke vereisten zoals die zijn opgesteld voor een PB onder de Wet beheer rijkswaterstaatswerken (Wbr).

1.2 ACHTERGROND

Sinds 1997 is de Wet beheer rijkswaterstaatswerken (Wbr) van kracht. Deze wet geeft Rijkswaterstaat de mogelijkheid om ervoor te zorgen dat waterstaatswerken goed beheerd en onderhouden worden, zodat ze veilig en doelmatig kunnen worden gebruikt. De exclusieve economische zone (EEZ) van de Noordzee is wettelijk gezien ook een waterstaatswerk. Voor de bouw en exploitatie van een windmolenpark in de Noordzee is dan ook een vergunning op basis van de Wbr nodig. Vanuit de Wbr zijn hiervoor aparte beleidsregels opgesteld, die de veiligheid voor de scheepvaart en het milieu regelen (www.rijkswaterstaat.nl).

Een passende beoordeling houdt volgens het Europese Hof van Justitie in dat de beste wetenschappelijke kennis ter zake gebruikt moet worden om alle aspecten van de activiteit die op zichzelf of in combinatie met andere activiteiten effecten kunnen hebben (cumulatie), in beeld te brengen, in het licht van de instandhoudingsdoelstellingen behorende bij Natura 2000-gebieden (ABRvS 27 maart 2002, Nieuwsbrief StAB 3/2002, nr. 02-44). Toestemming voor de activiteit kan pas worden verleend als het bevoegd gezag zekerheid heeft verkregen dat er geen schadelijke gevolgen optreden (onderzoekspllicht). Het Hof geeft aan dat de vereiste zekerheid er uit bestaat, dat er wetenschappelijk gezien redelijkerwijs geen twijfel bestaat dat er geen schadelijke gevolgen zijn. Bovendien blijkt uit de overwegingen van het Hof dat de zekerheid moet worden verkregen door het bevoegd gezag. Bedenkingen en beroepsgronden kunnen als gevolg daarvan

niet ongegrond worden verklaard met de overweging dat de significante gevolgen niet dan wel onvoldoende aannemelijk zijn gemaakt.

Rijkswaterstaat Dienst Noordzee is bezig met de vergunningverlening voor windparken op het NCP. Dit past in het Nederlandse kabinetsbeleid om te komen tot een sterke uitbreiding van de opwekking van duurzame energie, waarvan een deel door windparken op het NCP in het gebied ten noorden van de Euro-Maasgeul en buiten de 12-mijls zone. In juni 2008 heeft Deltares een rapport opgeleverd waarin een handreiking wordt gegeven voor het opzetten van een Locatiespecifieke Passende Beoordeling (LPB) in het kader van windparken in het Nederlandse deel van de Noordzee. Dit rapport is tot stand gekomen in opdracht van Rijkswaterstaat Waterdienst en geeft aan de hand van een generieke aanpak voor het Nederlandse deel van de Noordzee, op basis van de beschikbare kennis op dit moment, een basis voor de locatiespecifieke opzet van Passende Beoordelingen (Prins *et al*, 2008). In het vervolg van dit document zal bij referenties aan het bovenstaande rapport de naam 'Handreiking LPB' of kortweg 'Handreiking' gehanteerd worden. In de Handreiking is een (bureau)studie verricht naar de volgende aspecten:

- 1 het effect van de aanwezigheid van windparken op zee op vogels;
- 2 het effect van onderwatergeluid tijdens de aanleg (heien) en het gebruik van windparken op zeezoogdieren en vissen;
- 3 het effect van onderwatergeluid tijdens de aanleg (heien) op de aanvoer van vislarven naar beschermde gebieden.

Deze aspecten zullen ook in de voorliggende PB worden behandeld. Anders dan in de Handreiking wordt hier een afweging gemaakt voor de behandeling van de natuurlijke kenmerken van Natura 2000-gebieden vanuit de mogelijke ingreep-effecten relaties en vanuit de instandhoudingsdoelstellingen die voor deze N2000 gebieden zijn opgesteld (in ontwerp of definitief).

1.3 LEESWIJZER

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

Er is gekozen voor een opzet waarbij de effecten in eerste instantie per habitat en diergroep worden weergegeven en niet per Natura 2000-gebied. Voor deze opzet is gekozen omdat het merendeel van de effecten complexe, externe effecten betreffen die niet eenduidig gekoppeld zijn aan specifieke Natura 2000-gebieden en de bijbehorende instandhoudingsdoelstellingen.

2 Beleid en wetgeving

Op het Nederlands deel van de Noordzee, het NCP, zijn buiten de territoriale wateren twee kaders aanwezig voor beleid en wetgeving die voor deze PB van belang zijn: de Vogel- en Habitatrictlijnen (VHR) en de Natuurbeschermingswet 1998 (Nbwet). Voor de constructie van windparken in de Noordzee is een vergunning in het kader van de Wbr benodigd. Voor de vergunningverlening is onder andere een Milieueffectrapportage vereist. De MER commissie heeft geadviseerd om een Passende Beoordeling voor de effecten van offshore windparken op Natura 2000-gebieden uit te voeren in het kader van de Vogel- en Habitatrictlijn (Prins *et al*, 2008).

Vogel- en Habitatrictlijn en Natuurbeschermingswet 1998

Het wettelijk kader voor de voorliggende Passende Beoordeling wordt gevormd door Artikel 6 van de Europese Habitatrictlijn. Hoewel deze inmiddels is geïmplementeerd in de Natuurbeschermingswet 1998, geldt in het kader van de uitvoering van de plannen voor windparken en de vergunningverlening onder de Wbr als toetsingskader de Habitatrictlijn en niet de Nbwet. De voorgenomen ingreep vindt plaats buiten de 12-mijlszone en hier is de Nbwet niet geldig. Dit uit zich onder andere in het niet in beschouwing nemen van de aanleg en exploitatie van de elektriciteitskabel binnen de 12-mijlszone binnen deze Passende Beoordeling.

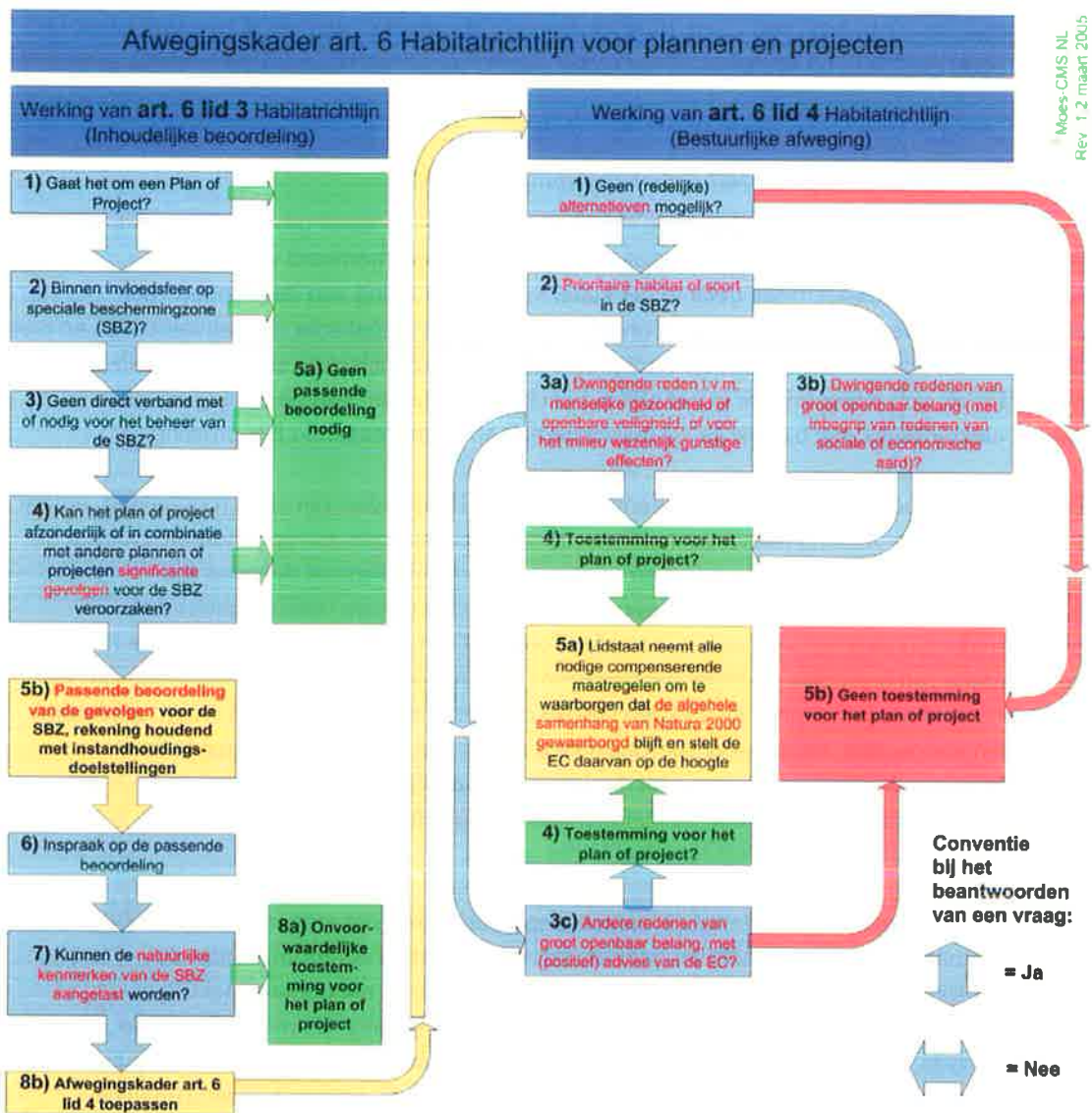
De aanwijzingsbesluiten voor de betreffende Natura 2000-gebieden zijn van groot belang, omdat daarin de voor de toetsing relevante instandhoudingsdoelstellingen zijn opgenomen. Hoewel de bij dit project betrokken speciale beschermingszones nog niet allemaal definitief zijn aangewezen, zijn ze op basis van hun aanmelding op grond van de Habitatrictlijn wel beschermd; slechts enkele gebieden, namelijk Voornes Duin, Duinen Goeree & Kwade Hoek en de Voordelta zijn inmiddels definitief aangewezen. De betrokken Vogelrichtlijngebieden zijn wel reeds allemaal aangewezen. Ten aanzien van de overige betrokken gebieden wordt opgemerkt dat ze zijn aangemeld, en dat er ontwerpbesluiten liggen met soort- en habitatspecifieke instandhoudingsdoelstellingen, maar dat de definitieve aanwijzing nog in procedure is. Ten behoeve van deze PB worden ook de instandhoudingsdoelstellingen in de ontwerp aanwijzingsbesluiten als concreet toetsingskader gezien.

Nederland is recentelijk gestart met de aanmeldingsprocedure voor mariene Natura 2000-gebieden zoals eerder onderzocht en genoemd in Lindeboom *et al* (2005). Onder de Habitatrictlijn zijn op 22 december 2008 de volgende gebieden aangemeld: de Noordzeekustzone tussen Bergen en Petten, de Vlakte van Raan in de monding van de Westerschelde, de Doggersbank en de Klaverbank. Deze gebieden zijn aangemeld op basis van het voorkomen van een aantal habitattypen (riffen, zandbanken), zeezoogdieren (Bruinvis, zeehonden) en diadrome vissen (prikken, elft en fint). De betreffende gebieden zijn ten tijde van de afronding van deze PB aangemeld. Op basis van de eerder voltooide berekeningen en analyses voor andere Natura 2000-gebieden konden sluitende conclusies worden getrokken met betrekking tot aantasting van beschermde habitats en soorten van deze nieuw aangemelde

gebieden (zie Hoofdstuk 8). Er zijn derhalve geen aparte berekeningen en analyses voor de vier bovengenoemde gebieden uitgevoerd.

In de rest van dit document zal de term Natura 2000-gebieden gebruikt worden voor alle hiervoor genoemde gebieden.

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



Figuur 1: schema voor toetsing aan het kader van de Habitatrichtlijn

In de bepaling van de mogelijk negatieve effecten in deze PB zijn inhoudelijk twee aspecten van groot belang: externe werking en cumulatieve effecten. Externe werking is het effect dat optreedt als een gebruik, project of plan buiten een Natura 2000-gebied gepland is, maar de effecten ervan zich wel binnen dat gebied kenbaar maken. Dit kan direct (van buiten naar binnen), bijvoorbeeld een turbine die net buiten een Natura 2000-gebied staat, maar waarvan de versturende werking (schrikeffect) tot binnen het gebied reikt. Ook kan het effect indirect (van binnen naar buiten) optreden als bijvoorbeeld vogels die binnen het gebied beschermd zijn, zich voor foerage buiten het gebied begeven en dan in aanvaring komen met de turbine. In abstractere zin gaat het in dit geval om die effecten die op enig moment van de populatiedynamica van een soort, die in een nabijgelegen Natura 2000-gebied is beschermd, kunnen optreden, zodanig dat de gunstige staat van instandhouding van die soort in dat gebied kan worden aangetast. De meeste van de effecten waarover in deze PB wordt gesproken zijn dergelijke externe effecten; in de directe omgeving zijn geen Natura 2000-gebieden gelegen, en de dieren die een negatief effect kunnen ondervinden van de aanleg en aanwezigheid van het windpark komen alle uit Natura 2000-gebieden rond de kustgebieden in Nederland of het buitenland.

De cumulatie van effecten van andere plannen en projecten is het tweede belangrijke aspect dat dient te worden meegenomen in de toetsing; ook andere plannen en projecten kunnen effecten hebben op dezelfde beschermde natuurwaarden, en het effect van het initiatief dient in deze context te worden beschouwd.

Grensoverschrijdende effecten en buitenlandse wetgeving

In de VHR en de Nbwet wordt geen onderscheid gemaakt naar effecten op bepaalde nationale Natura 2000-gebieden. Vanuit dit kader dient het geheel aan effecten op alle Natura 2000-gebieden, die mogelijkwijs in hun natuurlijke kenmerken kunnen worden aangetast, te worden meegenomen. Dit betekent dat voor die soorten waarvoor een Natura 2000-gebied is aangewezen en de gunstige staat van instandhouding zou kunnen worden aangetast door het geplande windpark, alle relevante Natura 2000-gebieden in de toetsing dienen te worden meegenomen. Met andere woorden: indien uit deze PB blijkt dat ook in een buitenlands Natura 2000-gebied natuurlijke kenmerken kunnen worden aangetast, dan dient het Bevoegd Gezag dit in haar overweging voor vergunningverlening mee te nemen.

3 Voorgenomen activiteit

Kort gezegd is de voorgenomen activiteit van E-Connection de aanleg, exploitatie en uiteindelijk de verwijdering van een offshore windpark op het Nederlandse Continentaal Plat (NCP) met de daarbij noodzakelijke elektrische infrastructuur. In dit hoofdstuk wordt een beknopt overzicht gegeven van die eigenschappen van het park, die relevant zijn voor de effecten op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden.

Rijnveld Oost is één van de locaties waarvoor E-Connection een Wbr-vergunning wil aanvragen. Bij de selectie van locaties heeft E-Connection in eerste instantie gekeken naar gebieden buiten de 12-mijlszone waar ruimte is voor de ontwikkeling van windparken. Uitgangspunt hiervoor waren de kaart 'Overzicht gebruik Noordzee' van Rijkswaterstaat (V&W, 2007), de Wbr beleidsregels (V&W, 2004a) en de richtlijnen van Rijkswaterstaat voor het ontwikkelen van een vergunbare kabelroute (V&W, 2004b). Gebieden waar (potentiële) belemmeringen liggen voor de bouw van offshore windparken zijn buiten beschouwing gelaten. Vervolgens is gekeken naar aspecten als de afstand tot het aansluitpunt op het elektriciteitsnet en waterdiepte. Deze werkwijze heeft geresulteerd in de selectie van een aantal locaties. TNO heeft vervolgens de geselecteerde locaties beoordeeld aan de hand van een geologische scan (TNO, 2008). Daarbij is onder andere gekeken naar de bathymetrie (waterdiepte), morfologie van de bodem, oppervlakesediment en de geologische opbouw van de bodem (in verband met het voorkomen van getijdengeulen). Uit deze analyse is naar voren gekomen dat een beperkt aantal locaties geschikt is om een windpark te ontwikkelen. De locatie Rijnveld Oost is één van deze locaties. De locatie ligt voldoende dicht bij de kust en lijkt financieel-economisch, vanwege het grote aantal turbines, relatief gunstig te realiseren.

Bij de begrenzing van het plangebied is rekening gehouden met aangrenzende functies en daarbij behorende veiligheidszones. Zo is er rekening gehouden met een veiligheidszone van het windpark tot de clearways. Indien kabels en/of leidingen het windpark kruisen, zijn de daarbij geldende veiligheidsafstanden aangehouden (zie richtlijnen van Rijkswaterstaat voor het ontwikkelen van een vergunbare kabelroute).

In Tabel 1 zijn de onderdelen van de voorgenomen activiteit (voorkeursalternatief) opgenomen. Daarna volgt een beschrijving van de verschillende onderdelen van de voorgenomen activiteit.

Windpark: turbines, transformatorstation en bekabeling

Het offshore windpark in het Nederlandse deel van de EEZ is gepland voor de kust van Katwijk. Het park zal met een omvang van 15 km² en een minimale afstand van 35 km tot de kust niet of nauwelijks zichtbaar zijn vanaf het strand. In de haalbaarheidsstudie van het *Near Shore Windpark* (Haskoning, 1997) wordt gesteld dat een windpark onzichtbaar is vanuit de kust wanneer het op 30 tot 40 kilometer uit de kust ligt, afhankelijk van de hoogte van de turbines. Meteo Consult stelt dat de zichtbaarheid slechts 1 % van de tijd meer dan 30 kilometer bedraagt bij helder weer.

In het voorkeursalternatief heeft het windpark een geïnstalleerd vermogen van 135 MW: 45 turbines met een vermogen van 3 MW. Om de onderlinge beïnvloeding van windturbines te beperken is gekozen voor een onderlinge afstand van 8x de rotordiameter (720 meter). Deze verhoudingen zijn gebaseerd op windrichting, windsnelheid en het wegvangen van wind door naastgelegen turbines. Bijlage I bevat de exacte geografische posities van de turbines in het voorkeursalternatief.

Tabel 1: Voorkeursalternatief

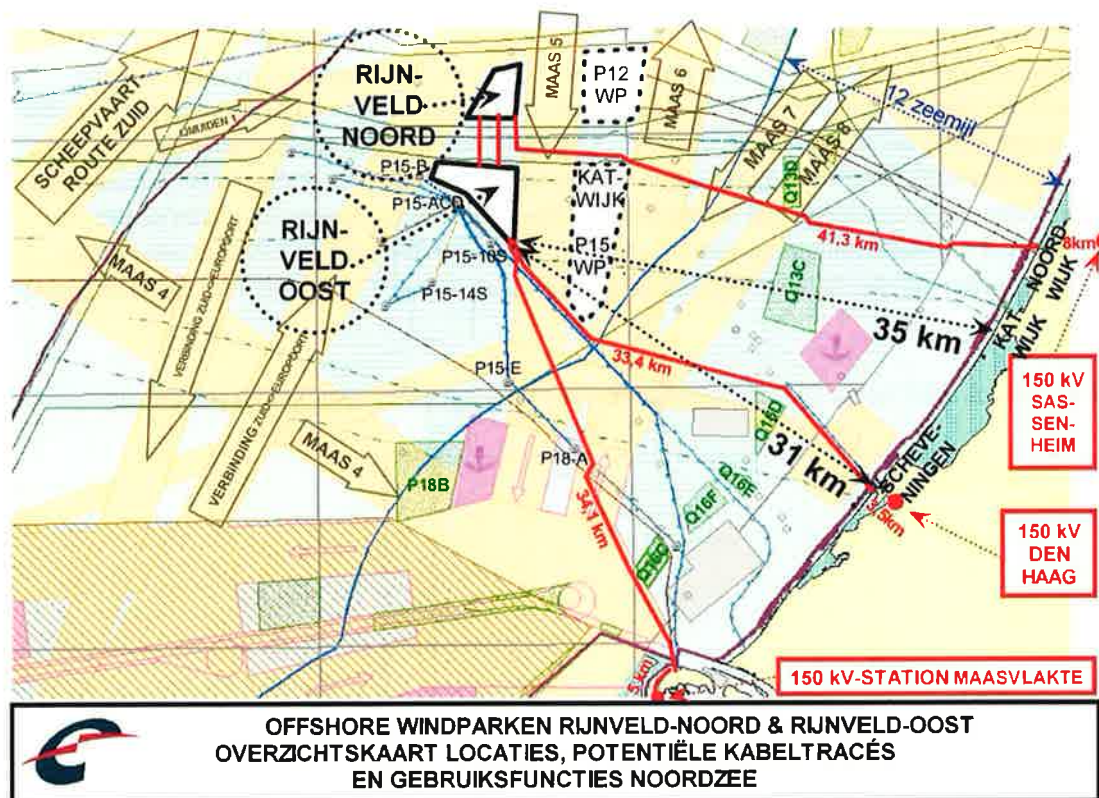
Voorkeursalternatief Offshore windpark "Rijnveld Oost"	
Windpark	
Oppervlakte	ca. 15 km ²
Waterdiepte	ca. 20-30 m – MSL
Minimale afstand kust	ca. 35 km
Maximale afstand kust	ca. 40 km
Aantal turbines	45
Onderlinge afstand NO-ZW richting	ca. 720 m
Onderlinge afstand NW-ZO richting	ca. 720 m
Totaal vermogen	ca. 135 MW
Turbines	
Individueel vermogen	3 MW
Rotordiameter	90 m
Ashoogte	65 m
Totale hoogte	ca. 109 m
Type fundering	monopaal
Diameter fundering	ca. 4,5 m
Elektrische infrastructuur op zee	
Aantal trafostations	1
Aantal verbindingkabels	45
Lengte aanlandingskabels in zee	ca. 33 of 34 km
Type kabel	wisselstroom
Elektrische infrastructuur op land	
Aanlandingslocatie	Scheveningen of Maasvlakte
Aansluitpunt hoogspanningsstation	Den Haag of Maasvlakte
Lengte kabels op land	+/- 3,5 of 5 km
Type kabel	wisselstroom

Relatie met windpark Rijnveld Noord

Tussen Rijnveld Noord en Rijnveld Oost is de afstand 3,5 – 4 kilometer. Scheepvaart kan tussen beide delen doorvaren. Tussen beide delen kan mogelijk een kabeltracé worden aangelegd.

Geografische ligging

In Figuur 2 is de ligging van het windpark in de EEZ weergegeven ten opzichte van de kust en andere gebruiksfuncties in de Noordzee.



Figuur 2: geografische ligging Rijnveld Oost

Windturbines

In het voorkeursalternatief wordt de 'Vestas V90'-turbine (3 MW, Figuur 3) gebruikt. De constructie van de turbines bestaat uit de torenmast waarop de gondel is geplaatst waaraan drie rotorbladen zijn bevestigd. De constructie bestaat verder uit een monopaal met daaraan bevestigd een werkbordes op circa 15 meter hoogte en een landingsbordes voor het onderhoudspersoneel. Dit bordes dient tevens ter bescherming van de kabelgeleiders en de buispaal tegen wrakhout en drijvende voorwerpen.

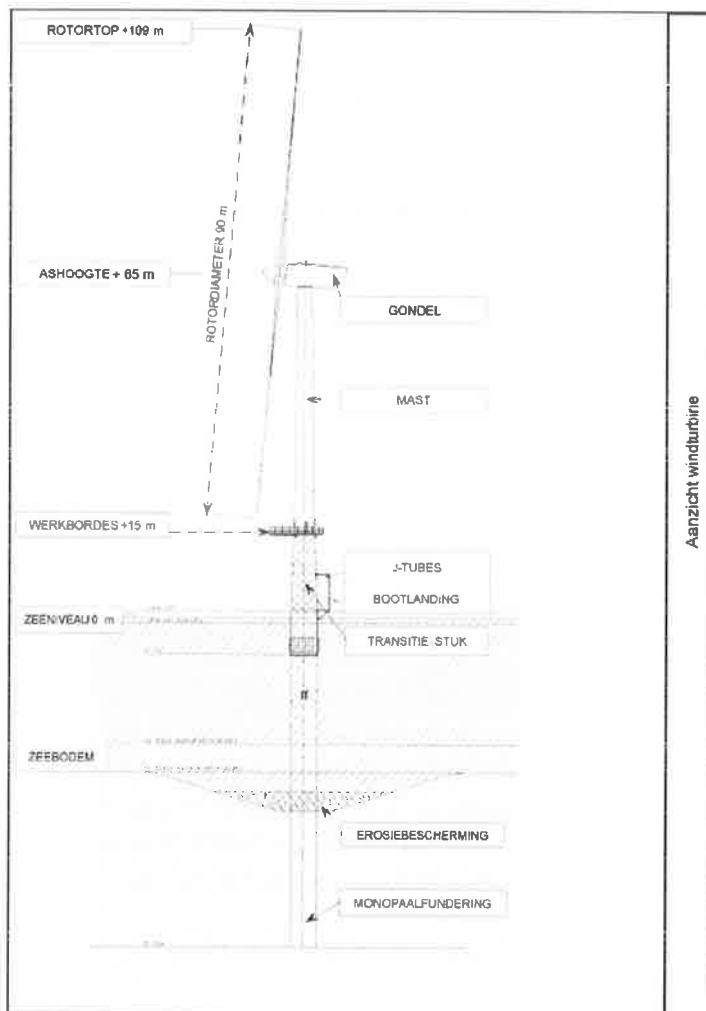
De minimale ashoogte van de turbine is onder andere afhankelijk van de hoogte van het werkbordes. Deze is bepaald door de statistische kans op het voorkomen van een 11,4 meter hoge golf eens in de 100 jaar (Shell, 2001). Zekerheidshalve is 15 meter aangehouden (deze hoogte is eveneens gehanteerd in het MER offshore windpark Q7-WP en NSW). Daarnaast dient een minimale veilige afstand van circa 5 meter te worden aangehouden tussen het werkbordes en de onderzijde van het rotorblad.

De minimale ashoogte komt hiermee op 63 meter (hoogte werkbordes: circa 15 m + veiligheidsafstand: 3 m + halve rotordiameter: 45 meter). De maximale ashoogte wordt bepaald door het omslagpunt waar de meeropbrengsten (als gevolg van hogere windsnelheid op grotere hoogte) niet meer opwegen tegen de extra bouwkosten voor een zwaardere fundatie, dit ligt bij een ashoogte van 75 meter. Daarmee komt de maximale totale hoogte van een constructie (tiphoogte) op ongeveer 130 meter.

Aanleg

Tijdens de aanleg van het windpark zullen de fundaties van de turbines, monopiles, worden geheid met een hydrohammer. Deze werkzaamheden kunnen alleen bij rustig weer plaatsvinden. Het heien zelf is slechts een onderdeel van het geheel aan werkzaamheden voor de plaatsing van een monopile. Voordat geheid wordt, dienen de palen gesteld te worden in de heiopstelling. Daarnaast zal een gedeelte van de tijd gevaren dienen te worden tussen de haven en het plangebied om materiaal aan te voeren. Dit heeft tot gevolg dat het heien slechts een relatief klein gedeelte van de totale aanlegperiode van een park inneemt; de overige tijd wordt er gesteld of gevaren.

In Hoofdstuk 6 zal op de verdere specificaties van de aanlegwerkzaamheden worden ingegaan.



Figuur 3: opbouw van de windturbine (3 MW)

4 Afbakening effecten, soorten en gebieden

In dit hoofdstuk wordt beschreven wat de afbakening is van deze Passende Beoordeling. De afbakening bepaalt de reikwijdte van de effecten waarvoor significant negatieve gevolgen op Natura 2000-gebieden kunnen worden uitgesloten, rekening houdend met de instandhoudingsdoelen of aanwijzingsgrondslagen. Aan de basis van de afbakening staan in de eerste plaats de wettelijke verplichtingen die voor de procedure van de Vogel- en Habitatrichtlijn (VHR) c.q. de Wet beheer rijkswaterstaatswerken gelden. Dat houdt in dat de effectanalyse en -beoordeling plaatsvindt op die onderdelen van de natuur die beschermd worden door de VHR.

In Hoofdstuk 6 worden methoden beschreven voor de effectenanalyse, waarvan de resultaten gepresenteerd worden in Hoofdstuk 7. In deze hoofdstukken worden alleen effecten, soorten en gebieden beschreven waarvoor een uitgebreide analyse nodig is om te bepalen of significant negatieve effecten uitgesloten kunnen worden. In deze afbakening worden alle effecten, soorten en gebieden, waarvoor na een korte analyse kan worden vastgesteld dat er geen significante effecten optreden, reeds afgebakend.

Uit de Handreiking blijkt dat er op bepaalde soort(groep)en op voorhand geen significante effecten verwacht worden, ongeacht de park- en locatiespecifieke omstandigheden. Deze soorten worden in dit hoofdstuk afgebakend en dus niet verder meegenomen in de analyse en de toetsing. Voorts zijn er soorten die niet in de Handreiking worden genoemd, maar waar in deze PB toch aandacht aan geschonken wordt. Zo kunnen vleermuizen op de Noordzee voorkomen, terwijl beschermde vogels en zeezoogdieren mogelijk gevoelig zijn voor de doorwerking van de verminderde aanvoer van vislarven en juvenielen in Natura 2000-gebieden.

In de volgende paragrafen wordt in eerste instantie een korte analyse gegeven van de ingreep-effect relaties van de aanleg, exploitatie en verwijdering van windparken (par. 4.1). Vervolgens wordt een afbakening gemaakt van de relevante soorten die in het kader van deze PB dienen te worden behandeld (par. 4.2). Ook de mogelijke effecten van de aanleg en het gebruik van het windpark op Natura 2000 habitats zijn in de Handreiking beperkt behandeld. Hierbij werden vooral de mogelijke relevante effecten opgemerkt van een verminderde aanvoer van vislarven op de kraamkamer- en opgroefuncties van habitattypen 1110 en 1140. De relevantie van mogelijke effecten van de aanleg, exploitatie en ontmanteling van windparken op het NCP op habitattypen in Natura 2000-gebieden zal worden behandeld in paragraaf 4.3.

4.1 INGREEP-EFFECTRELATIES

De aanleg, exploitatie en verwijdering van het windpark heeft op verschillende manieren een mogelijk effect op de instandhoudingsdoelstellingen van soorten en habitats van Natura 2000-gebieden. Het gaat hierbij, zoals ook in de Handreiking aangegeven, voornamelijk om de effecten van onderwatergeluid tijdens de aanleg- en verwijderingsfase en de aanwezigheid van de parken tijdens de exploitatiefase. Tabel 2 geeft een overzicht van de kenmerken per fase, de mogelijke effecten en de soortgroepen die hierdoor beïnvloed kunnen worden.

Tabel 2: ecologische lokale effecten als gevolg van de voorgenomen ingreep

Fase	Mogelijke effecten	Soortgroepen					
		Fyto-plankton	Bodem-fauna	Vleer-muizen	Vissen & vislarven	Zeezoog-dieren	Vogels
<i>Aanlegfase</i>							
Aanleg funderingen	Waterkwaliteit	X	X		X	X	
	Geluid / trillingen		X		X	X	X
Aanleg kabels	Ruimtebeslag		X		X		
	Waterkwaliteit	X	X		X	X	
Scheepvaart	Geluid / trillingen				X	X	
<i>Exploitatiefase</i>							
Aanwezigheid windturbines	Aanvaringsrisico			X			X
	Geluid/trillingen				X	X	
	Ruimtebeslag					X	X
Aanwezigheid kabels	Hard substraat		X		X		X
	EM straling		X		X	X	
Scheepvaart tbv onderhoud	Geluid / trillingen				X	X	
Verbod scheepvaart	Geluid / trillingen				X	X	
	Verbod visserij		X		X	X	X
<i>Verwijderingsfase</i>							
Verwijderen funderingen	Waterkwaliteit	X	X		X	X	
	Geluid / trillingen				X	X	X
Verwijderen kabels	Waterkwaliteit	X	X		X	X	
Scheepvaart	Geluid / trillingen				X	X	

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

Verwachte effecten op fytoplankton

Naar verwachting heeft de met de ingreep gepaard gaande activiteiten en kenmerken geen significante effecten op fytoplankton in de kustzee en 'off-shore'. De totale oppervlakte waar verstoring plaatsvindt, is verwaarloosbaar klein ten opzichte van het totale leefgebied van het fytoplankton in de Noordzee. Effecten op fytoplankton zijn bovendien van tijdelijke aard. Zeker is

dat de effecten op fytoplankton niet zullen leiden tot een effect op een Natura 2000-gebied omdat daarvoor de relatie te indirect is en de afstanden tussen de lokaal optredende effecten en deze gebieden te groot zijn. Er zal in deze PB dan ook niet verder worden ingegaan op fytoplankton.

Verwachte effecten op bodemfauna

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

Verwachte effecten op vleermuizen

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

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

Meervleermuizen foerageren tot een maximale afstand van ongeveer 30 km (Limpens *et al*, 2006) vanaf hun zomerverblijfplaats en bij voorkeur boven (oevers van) sloten, rivieren en meren (Limpens 2001). De open zee is niet bijzonder geschikt voor Meervleermuizen om te foerageren, aangezien de hoge golven de echolocatie van de dieren verstoren. Er zijn echter wel enkele waarnemingen van Meervleermuizen bekend op de Waddenzee bij Friesland en bij Bremerhaven (Dld), maar deze dieren foerageerden dicht langs de kust boven ondiepe delen.

Rijnveld Oost ligt op minmaal 35 kilometer van de kust en de kans dat Meervleermuizen zo ver buiten de kust foerageren is uitgesloten.

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

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

Verwachte effecten op vissen

In de Noordzee komen enkele diadrome vissoorten voor waarvoor beschermde Natura 2000-gebieden zijn aangewezen volgens Annex II van de Habitatrichtlijn. Het gaat hier om Zeeprik, Rivierprik, Elft, Fint en Zalm. De Zeeprik, Rivierprik en de Fint zijn onder andere beschermd in Natura 2000-gebied Waddenzee. Volgens de Handreiking PB worden er geen significante effecten op (voor Natura 2000-gebieden aangewezen) vissoorten verwacht: "De kennis over de effecten van onderwatergeluid op vissen is eveneens zeer beperkt. Op basis van die beperkte kennis wordt voortsnog ingeschat dat fysieke schade door heien mogelijk tot op een afstand van 14 kilometer kan optreden. Verstoring treedt mogelijk op over een afstand van tientallen kilometers, maar feitelijk is er nauwelijks iets bekend over de reactie van vissen op heigeluid. Een aantal vissen behoort tot beschermde soorten volgens de Habitatrichtlijn. Het gaat om soorten die migreren tussen zoet en zout water. In het algemeen is de kennis over de verspreiding van die soorten in de Noordzee zeer beperkt, maar voor deze beschermde soorten wordt op basis van deskundigenoordeel niet verwacht dat de gebieden met windmolenlocaties van wezenlijk belang zijn. Bovendien zijn de belangrijkste knelpunten voor de huidige instandhouding van deze beschermde soorten de kwaliteit en beschikbaarheid van zoetwaterhabitats. Mede om die reden worden significante effecten van de aanleg van windparken op deze soorten niet verwacht." Directe effecten op vissen worden dan ook niet meegenomen in deze Passende Beoordeling.

Verwachte effecten op vislarven, zeezoogdieren en vogels

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

4.1.1 AANLEGFASE

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

Tabel 3: ecologische lokale effecten tijdens de aanlegfase

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

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

Scheepvaart

Voor de aanlevering van bouwmaterialen, het in positie brengen van het hei- of boorplatform en het vervoer van arbeiders zal scheepvaart plaatsvinden, wat plaatselijk leidt tot geluid en trillingen. Lokaal kan hierdoor verstoring optreden voor vogels, vis(larv)en en zeezoogdieren. Deze scheepvaart is van tijdelijke aard, namelijk alleen gedurende de aanlegfase van het windpark. Het plangebied voor windpark Rijnveld Oost bevindt zich in een druk bevaren gebied, nabij drukke scheepvaartroutes (zie Figuur 2). De lokale toename van scheepvaart is dan ook verwaarloosbaar ten opzichte van het leefgebied van vogels, vissen en zeezoogdieren. Hoewel lokaal verstoring kan optreden, worden significant negatieve effecten op instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden door aan de voorgenomen ingreep gerelateerd scheepvaartverkeer tijdens de aanlegfase derhalve uitgesloten.

Aanleg kabels

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

Aanleg funderingen

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

Vislarven

Heien kan leiden tot sterfte van vislarven. Voor vislarven geldt dat zij als juvenielen een belangrijke voedingsbron vormen voor binnen Natura 2000-gebieden beschermde visetende vogels. Een van de kernopgaven voor de Waddenzee is dat deze dient als opgroeigebied voor jonge vis. Een verminderde aanvoer van vislarven naar dit gebied kan geïnterpreteerd worden als een verminderde opgroefunctie van het gebied voor jonge vis. In paragraaf 4.4 wordt hier verder op ingegaan.

Zeezoogdieren

Heien kan leiden tot afwijkend (vlucht)gedrag en verwonding van zeezoogdieren. Voor enkele zeezoogdieren (Bruinvis, Grijs zeehond en Gewone zeehond) geldt dat zij binnen Natura 2000-gebieden beschermd zijn (paragraaf 4.2.2).

Vogels

In de aanlegfase worden significant negatieve directe effecten op vogels uitgesloten. Vanwege geluid kunnen vogels mogelijk het gebied vermijden tijdens heiwerkzaamheden, waardoor in het ergste geval slechts tijdelijk (+/- 6 uur per 3 dagen) een zeer beperkt habitatverlies optreedt.

Natura 2000-gebieden

Er zijn twee manieren waarop verstoring door onderwatergeluid effecten op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden kan hebben. Enerzijds kan een verstrend geluidsniveau reiken tot in een Natura 2000-gebied (bijvoorbeeld de Noordzeekustzone, zie Figuur 6), waardoor er een direct effect is op de kwaliteit van het gebied als verblijfplaats voor zeezoogdieren. Anderzijds kan verstoring optreden op individuen die zich binnen de verstoringscontour bevinden en een directe relatie hebben met (instandhoudingsdoelstellingen van) Natura 2000-gebieden. Een voorbeeld is een zeehond die zich op het NCP begeeft om te foerageren, maar die onderdeel is van de populatie in de Waddenzee. In paragraaf 4.5 wordt hier verder op ingegaan.

4.1.2 EXPLOITATIEFASE

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

Tabel 4: ecologische lokale effecten tijdens de exploitatiefase

Kenmerken exploitatiefase	Effecten	Vogels	Vislarven	Zeezoogdieren
Aanwezigheid windturbines	Aanvaringsrisico	x	0	0
	Geluid / trillingen	0	0	x
	Ruimtebeslag	x	0	x
	Hard substraat	0	0	0
Aanwezigheid Kabels	EM straling	0	0	0
Scheepvaart tbv onderhoud	Geluid / trillingen	0	0	0
Verbod scheepvaart	Geluid/trillingen	0	0	0
	Verbod visserij	0	0	0

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

Scheepvaart ten behoeve van onderhoud

Voor het onderhoud van de windturbines tijdens de exploitatiefase zal scheepvaart plaatsvinden, wat plaatselijk leidt tot geluid en trillingen. Lokaal kan hierdoor verstoring optreden voor vogels, vis(larv)en en zeezoogdieren. Het plangebied voor windpark Rijnveld Oost bevindt zich in een druk bevaren gebied, nabij drukke scheepvaartroutes. De lokale toename van scheepvaart is dan ook verwaarloosbaar ten opzichte van het leefgebied van vogels, vissen en zeezoogdieren. Hoewel lokaal verstoring kan optreden, worden significant negatieve effecten op instandhoudingsdoelstellingen en natuurwaarden van Natura 2000-gebieden door aan de voorgenomen ingreep gerelateerd scheepvaartverkeer tijdens de exploitatiefase derhalve uitgesloten.

Aanwezigheid kabels

Deze Passende Beoordeling is opgesteld in het kader van vergunningverlening op grond van de Wbr. Wat betreft de kabels voor het windpark wordt hierom alleen het gebied buiten de 12-mijls zone in beschouwing genomen. De kabels in dit gebied veroorzaken een elektromagnetisch veld dat tot een afstand van maximaal enkele meters een negatief effect kan hebben op de prooidetectie van bepaalde kraakbeenvissen (Gill 2005). Tijdens experimenten met kraakbeenvissen werden niet geheel consistente resultaten gevonden; sommige vissen leken aangetrokken te worden, andere werden afgestoten door het elektromagnetische veld. Het effect strekte zich tot enkele meters van de kabel (Gill, 2008). Hierdoor wordt een (verwaarloosbaar klein) deel van het habitat van deze vissen minder geschikt. Deze effecten zijn echter zeer gering en de getroffen vissoorten zijn niet beschermd in Natura 2000-gebieden. Effecten op de instandhoudingsdoelstellingen en natuurwaarden van Natura 2000-gebieden worden dan ook uitgesloten.

Verbod op scheepvaart

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

Aanwezigheid windturbines

Door de aanwezigheid van windturbines is het mogelijk dat vogels in botsing komen met mast of wieken en daardoor komen te overlijden. Dit geldt voor kolonievogels² die vanuit Natura 2000-gebieden foerageren en daarbij door het windmolenpark vliegen, maar ook voor trekvogels die jaarlijks vanuit Natura 2000-gebieden naar het zuiden of westen trekken en weer terugkomen.

² Onder kolonievogels wordt verstaan die zeevogels die als broedvogel zijn beschermd in Natura 2000-gebieden en die tijdens het foerageren in aanraking kunnen komen met het windpark

Sommige vogelsoorten hebben een zekere neiging om windparken te ontwijken (Dierschke & Garthe, 2006), waardoor de aanwezigheid van het park kan leiden tot habitatverlies en/of omvlieggedrag (paragraaf 4.2).

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

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

4.1.3 ONTMANTELINGSFASE

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

Tabel 5: ecologische lokale effecten tijdens de ontmantelingsfase

Kenmerken verwijderingsfase	Effecten	Vogels	Vislarven	Zeezoogdieren
Verwijderen funderingen	Waterkwaliteit	0	0	0
	Geluid / trillingen	0	0	x
Verwijderen kabeis	Waterkwaliteit	0	0	0
Scheepvaart	Geluid / trillingen	0	0	x

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

4.2 VOGELS

Vogels kunnen op verschillende manieren effecten ondervinden van de voorgenomen ingreep. Tijdens de exploitatiefase kunnen de windturbines leiden tot aanvaringen en daarmee sterfte van vogels. Sommige vogels zullen de parken geheel vermijden, waardoor er habitatverlies of barrièrewerking optreedt. Indien de aanleg leidt tot een verminderde aanvoer van vislarven naar gebieden waar beschermde vogels van deze aanvoer afhankelijk zijn (zie paragraaf 4.2.3), kan dit tot negatieve effecten op visetende broedvogels leiden.

4.2.1 KOLONIEVOGELS

Deze Passende Beoordeling richt zich op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden. Onder kolonievogels wordt verstaan die vogels die als broedvogel zijn beschermd in Natura 2000-gebieden en die tijdens het foerageren in aanraking kunnen komen met het windpark. Kolonievogels kunnen negatief beïnvloed worden door middel van aanvaringen met de windturbines, habitatverlies en barrièrewerking tijdens het foerageren. In dat kader heeft de ingreep dus alleen effect op vogels uit kolonies die zich voldoende nabij het plangebied bevinden en tijdens het foerageren in aanraking met het windpark kunnen komen. Hierbij gaat het dan om de indirecte effecten van het windpark op broedende vogels uit de Natura 2000-gebieden.

Tabel 6 geeft een overzicht van zeevogels die als broedvogel in Natura 2000-gebieden rondom de Noordzee zijn beschermd en die op de Noordzee foerageren, inclusief de gemiddelde maximale foerageerafstand vanaf de broedlocatie. Alleen voor de Aalscholver, de Kleine mantelmeeuw en de Jan van gent geldt dat zij tijdens het foerageren in het broedseizoen in aanraking kunnen komen met het windpark. Voor de overige soorten worden significant negatieve effecten tijdens het foerageren uitgesloten, omdat hun foerageerranges hiervoor te klein zijn.

Tabel 6: Overzicht van zeevogels die als broedvogel beschermd zijn in Natura 2000-gebieden rondom de Noordzee. Voor alle soorten is de gemiddelde maximale foerageerafstand vanaf de broedlocatie weergegeven.

Soort	Gemiddelde maximale foerageerafstand vanaf de broedlocatie (km)	Kolonies in Natura 2000-gebieden binnen foerageerafstand van Rijnveld Oost
Aalscholver	70	Voornes Duin
Kleine mantelmeeuw	100	Duinen en Lage Land Texel Zwanewater & Pettemerduinen Krammer-Volkerak Veerse Meer
Jan van gent	500	Bempton Cliffs (Engeland) Helgoland (Duitsland)
Grote stern	40	
Dwergstern	3	
Visdief	10	
Noordse stern	10	
Drieteenmeeuw	90	

Omvliegen

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

Verminderd voedselaanbod

In paragraaf 4.1.1 is vermeld dat de voorgenomen activiteit kan leiden tot een verminderde aanvoer van vislarven voor kolonievogels in Natura 2000-gebieden. In paragraaf 4.2.3 worden effecten op vislarven en de doorvertaling van een verminderde aanvoer van vislarven op kolonievogels behandeld.

4.2.2 NIET-BROEDVOGELS

In sommige Natura 2000-gebieden zijn zowel broedvogels als niet-broedvogels beschermd. Voor de laatste categorie hebben de Natura 2000-gebieden een functie als foerageergebied of slaapgebied c.q. hoogwatervluchtplaats. Deze functies zijn niet afhankelijk van foerageergebieden buiten het Natura 2000-gebied zoals de broedfunctie dat voor de vogels wel is. Met andere woorden, niet-broedvogels behoeven niet verder in de analyse van de PB te worden meegenomen omdat de windparken geen indirecte effecten hebben op de functies van het Natura 2000-gebied als foerageer-, slaap- en hoogwatervluchtplaats.

Daarnaast zijn er, met uitzondering van de Aalscholver, geen soorten die als niet-broedvogel in Natura 2000-gebieden beschermd zijn en die in de *offshore* gebieden, buiten de 12-mijlszone, foerageren.

4.2.3 TREKVOGELS

Onder trekvogels worden in deze PB die vogels verstaan, die in één of meer Natura 2000-gebieden, hetzij in Nederland hetzij in het Verenigd Koninkrijk, zijn opgenomen als beschermde soort, en die één of meerdere malen per jaar tussen het Verenigd Koninkrijk en Nederland de Noordzee over trekken. Trekvogels foerageren niet op de Noordzee, er treedt dus geen habitatverlies op. Tijdens de trek kunnen de trekvogels wel windparken tegenkomen, waardoor er een risico op aanvaringen bestaat. Ook treedt mogelijk vermijding op van windparken, waardoor barrièrewerking optreedt: de vogels vliegen om de parken heen en dat kost meer energie.

Oost-west migratie

In Appendix C van de Handreiking wordt een uitgebreide lijst gepresenteerd van vogelsoorten die volgens de gebruikte bronnen al of niet de zuidelijke Noordzee oversteken naar het Verenigd Koninkrijk en vice versa. In deze appendix zijn de vogels gesorteerd in vier groepen. De belangrijkste groep (a) bestaat uit vogelsoorten die in substantiële aantallen oost-west migreren

over de zuidelijke Noordzee. Groep b bevat vogels waarvan bekend is dat ze de zuidelijke Noordzee oversteken, maar waarvan de gegevens niet voldoende zijn om ze in de eerste groep in te delen. In groep c staan vogels waarvoor additionele informatie uitsluitel kan geven of ze wel of niet de zuidelijke Noordzee oversteken. De laatste groep (d) bevat vogels waarvan hoogstwaarschijnlijk geen of maximaal een klein deel van de populatie de zuidelijke Noordzee oversteekt. Op basis van deskundigenoordeel³ is de Appendix C nagelopen op compleetheit en zijn de soorten uit groep c ingedeeld in groep a, b en d.

In Tabel 7 staan de vogelsoorten waarvan aannemelijk is dat ze de zuidelijke Noordzee oversteken en daarbij in aanraking kunnen komen met het windpark. Deze soorten worden in de analyse van deze PB meegenomen.

Noord-zuid migratie

De noord-zuid migratie van vogelsoorten langs de Nederlandse kust wordt in deze PB niet meegenomen; de afstand van het plangebied tot de kust is dermate groot dat tijdens de noord-zuid migratie geen relevante aantallen vogels in aanraking met het windpark zullen komen. Een negatief effect op deze groep vogels kan worden uitgesloten.

Tabel 7: Vogelsoorten die geacht worden zeker of mogelijk de zuidelijke Noordzee oversteken.

Migratievogels			
Dodaars	Zomertaling	Zilverplevier	Dwergmeeuw
Fuut	Slobeend	Kievit	Kokmeeuw
Kuifduiker	Tafeleend	Kanoetstrandloper	Stormmeeuw
Noordse stormvogel	Kuifeend	Drieteenstrandloper	Kleine mantelmeeuw
Jan van gent	Zwarte zee-eend	Krombekstrandloper	Zilvermeeuw
Aalscholver	Brilduiker	Bonte strandloper	Grote mantelmeeuw
Roerdomp	Nonnetje	Kemphaan	Drieteenmeeuw
Kleine zwaan	Middelste zaagbek	Watersnip	Grote stern
Taigarietgans	Grote zaagbek	IJslandse grutto	Visdief
Kolgans	Blauwe kiekendief	Rosse grutto	Noordse stern
Rotgans	Slechtvalk	Regenwulp	Dwergstern
Bergeend	Waterral	Wulp	Zeekoet
Smient	Meerkoet	Tureluur	Alk
Krakeend	Kraanvogel	Groenpootruiter	Velduil
Wintertaling	Scholekster	Steenloper	Frater
Wilde eend	Bontbekplevier	Kleine jager	
Pijlstaart	Goudplevier	Grote jager	

³ Om tot een beoordeling te komen van de compleetheit van de betreffende Appendix C en een verdere onderverdeling van de categorie c in deze PB te komen, is een workshop georganiseerd waarin deskundigen van Bureau Waardenburg, Altenburg en Wymenga en Imares op basis van hun deskundigheid de lijst van mogelijke oost-west migrerende soorten hebben nagelopen en waar nodig hebben aangepast:

- soorten in categorie d zijn gecheckt; dit leverde enkele verplaatsingen naar categorie b op;
- soorten in categorie c zijn verdeeld over b en d.

Omvliegen

De meeste trekvogels die over zee vliegen leggen dermate grote afstanden af, dat omvliegen om een windpark slechts een geringe toename van de lengte van de trekweg kan betekenen. Een vogel, die recht op het centrum van een windpark aanvliegt en eromheen wil vliegen, zal maximaal enkele kilometers extra vliegen. Voor vogels die bijvoorbeeld vanuit Noorwegen, via de centrale Noordzee, naar Nederland vliegen is dit een verwaarloosbare toename. Als we aannemen, dat een toename van de trekweg met 1% van de lengte een significante toename zou betekenen van het energieverbruik op de betreffende trekweg, dan komen alleen oost-west lopende trekbanen tussen Nederland en Engeland in aanmerking. De vogels die van deze (korte) trekbaan gebruik maken, spenderen echter slechts relatief weinig energie en kunnen bovendien hun (korte) trek afstemmen op de heersende weersomstandigheden. Het lijkt uitermate onwaarschijnlijk dat deze korte-afstandtrekkers in de problemen zouden kunnen komen doordat ze enkele kilometers moeten omvliegen. Significante effecten door omvliegen worden dan ook uitgesloten en in deze PB zal niet verder worden ingegaan op het effect van omvliegen door trekvogels.

4.2.4 ZEEVOGELS

Onder zeevogels wordt in deze PB die soorten verstaan, die – buiten het broedseizoen⁴ – de zuidelijke Noordzee als leefgebied hebben.

Tabel 8 geeft een overzicht van zeevogels, die in belangrijke aantallen in de zuidelijke Noordzee voorkomen (Baptist & Wolf 1993; Camphuysen & Leopold 1994; Stone *et al*, 1995; Bijlsma *et al*, 2001). Het betreft hier soorten die in zodanige aantallen voorkomen, dat deze op grond van gegevens van de vliegtuigtellingen van Rijkswaterstaat in een ruimtelijk statistisch model kunnen worden gemodelleerd.

Tabel 8: zeevogelsoorten die in belangrijke aantallen in de zuidelijke Noordzee voorkomen

Zeevogels ter hoogte van het plangebied	
duikers	Zilvermeeuw
Noordse Stormvogel	Grote mantelmeeuw
Jan van gent	Drieteenmeeuw
Kokmeeuw	Grote stern
Stormmeeuw	Noordse stern/Visdief
Kleine mantelmeeuw	Alk/Zeekoet

Op grond van tellingen vanaf de kust en vanaf schepen kunnen Fuut, Eidereend, Zwarte zee-eend en Dwergmeeuw hier nog aan worden toegevoegd. Van deze soorten komen Fuut, Eidereend en Zwarte Zee-eend slechts dichtbij de kust voor en niet verder offshore ter hoogte van windpark Rijnveld Oost; ze zijn derhalve hier niet relevant en zullen in deze PB niet verder als zeevogel worden opgenomen. Dwergmeeuwen komen tijdens de voorjaarstrek mogelijk wel voor ter hoogte van windpark Rijnveld Oost (Leopold *et al*, 2004).

⁴ de effecten op broedende zeevogels worden behandeld onder de term 'kolonievogels'

Voor deze soorten is geen eenduidige relatie te leggen met Natura 2000-gebieden. Deels betreft het individuen uit die gebieden, deels ook individuen van verder weg gelegen broedkolonies, en kolonies buiten de Natura 2000-gebieden. Effecten op deze soorten zijn dan ook niet door te vertalen naar effecten op instandhoudingsdoelstellingen voor specifieke Natura 2000-gebieden. In het MER voor het windpark Rijnveld Oost is aandacht besteed aan effecten op de biogeografische populaties van deze soorten. Daaruit blijkt dat er geen belangrijke effecten op populatieniveau te verwachten zijn.

Buiten het broedseizoen, als de vogels geen binding meer hebben met hun kolonie, kunnen zeevogels in feite gaan en staan waar ze willen, binnen hun normale overwinteringsrange. Deze arealen zijn aanzienlijk groter dan de foerageerranges in het broedseizoen. Alleen al het Nederlandse deel van de Zuidelijke Bocht van de Noordzee is circa 25.000 km² groot. Het aandeel van het windpark Rijnveld Oost (circa 15 km²) in dit gebied is circa 0,1%.

Gezien er geen belangrijke effecten op populatieniveau worden verwacht en het beïnvloedingsgebied minimaal is ten opzichte van het leefgebied, worden significant negatieve effecten op zeevogels uitgesloten. In de hoedanigheid van 'zeevogel' (dus op zee rondtrekkende vogels buiten de broedcyclus) worden deze soorten dan ook niet verder in beschouwing genomen in deze Passende Beoordeling.

4.2.5 AALSCHOLVER

Eerder in dit hoofdstuk bleek dat het plangebied voor Rijnveld Oost zich binnen de gemiddelde maximale foerageerafstand van een Aalscholverkolonie bevindt. De Aalscholver verdient speciale aandacht, omdat deze soort op geheel eigen wijze reageert op windparken op zee.

In Zwanenwater & Pettemerduinen bevindt zich de Aalscholverkolonie die momenteel het meeste effect ondervindt van windparken op zee (OWEZ en Q7). De vogels in deze kolonie halen ca. driekwart van hun voedsel (tijdens het broedseizoen; data IMARES) uit zee. Waarnemingen op zee hebben laten zien (Leopold *et al*, 2004 en vervolgwaarnemingen) dat deze Aalscholvers over een groot gebied verspreid op zee foerageren, met een aantal duidelijke hotspots: de omgeving van de Razende Bol bij Den Helder waar hun foerageergedrag suggereert dat ze op scholende vissen jagen; achter viskotters en in en rond de windparken OWEZ en Q7 en een belendend gasproductieplatform. Relatief grote aantallen vogels vliegen 's morgens en in de loop van de dag, gericht vanuit de kolonie naar deze windparken, waar ze (een deel van) de dag rustend en foeragerend doorbrengen. Grote aantallen (in de zomer van 2008 oplopend tot ruim 200) rusten op de meteo-mast van OWEZ, het transformatieplatform in Q7 en op de terrassen van de turbinepalen (Figuur 4).



Figuur 4: Rustende Aalscholvers op het transformatorplatform van windpark Q7-Prinses Amalia (links, met linksonder een detail) en op de meteo-mast van windpark OWEZ (rechts, met rechtsonder een detail). Foto's Hans Verdaat.

Waarnemingen in OWEZ suggereren dat Aalscholvers zonder zichtbare problemen tussen de molens doorlaveren en zowel binnen als buiten het park foerageren (M. Leopold). 's Nachts vertonen ze geen vliegactiviteit en bij harde wind (waarnemingen tot windkracht 8) vliegen de vogels gewoonlijk op lage hoogte, onder de rotorhoogte van windturbines (M. Leopold). Aanvaringskansen in deze situatie zijn onbekend, maar zijn gelet op de terreinkennis van de vogels, hun dagactieve gedrag en hun laagvliegen bij harde wind, vermoedelijk zeer laag. Sinds ongeveer 2001 zijn de aantallen Aalscholvers in het Zwanenwater & Pettemerduinen min of meer stabiel, met fluctuaties tussen 740 en 900 paren. De bouw en ingebruikname van OWEZ en Q7 heeft hieraan niets veranderd, sinds 2005 lijkt de koloniegrootte zelfs toegenomen van 740 tot 1000 paar in 2008 (pers. comm. Marcel Haas, Beheerder Zwanenwater & Pettemerduinen).

Veerkracht van de Aalscholverpopulatie

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

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

4.3 ZEEZOOGDIEREN

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

4.4 VISLARVEN

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

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

4.5 NATURA 2000-GEBIEDEN

Deze passende beoordeling richt zich op mogelijke effecten van aanleg van Rijnveld Oost op Natura 2000-gebieden langs de Nederlandse kust (Figuur 5 en Figuur 6) en in het buitenland. Er kan onderscheid gemaakt worden in directe effecten en indirecte effecten (externe werking).

4.5.1 DIRECTE EFFECTEN OP HABITATTYPEN

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

Tabel 9 geeft een overzicht van habitattypen, verdeeld over de Natura 2000-gebieden, die directe effecten van onderwatergeluid kunnen ondervinden. In het kader van deze PB zal alleen rekening gehouden worden met de habitattypen H1110 (Permanent overstromde zandbanken) H1130 (Estuaria) en H1140 (Slik- en zandplaten). De overige habitattypen in Tabel 9 staan maar een zeer beperkt deel van de tijd onder water en de behoud- en hersteldoelstellingen worden door het onderwatergeluid niet aangetast. Significant negatieve directe effecten op deze habitattypen worden dan ook uitgesloten.

Tabel 9: Natura 2000-gebieden in de Nederlandse kustzone (van noordoost naar zuidwest), met habitattypen die (soms) in open contact staan met de Noordzee (bron: www.minlnv.nl) en waar directe effecten kunnen optreden

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

Natura 2000-gebieden	Kernopgaven	Beschermd habitattypen	Instandhoudingsdoelen*	
			Oppervlak	Kwaliteit
Noordzee-kustzone	1.01 Behoud zee-ecosysteem met permanent overstromde zandbanken (Noordzee-kustzone), met bodems van verschillende ouderdom en meer natuurlijke opbouw van vispopulaties.	H1110 Permanent overstromde zandbanken	=	=
	1.02 Verbetering kwaliteit leefgebied zeezoogdieren.	H1140 Slik- en zandplaten	=	=
	1.11 Behoud slikken en platen voor rustende en foeragerende niet-broedvogels en rustgebieden voor Gewone zeehond en Grijs zeehond.	H1310 zilte pionierbegroeiingen	=	=
	1.13 Behoud ongestoorde rustplaatsen en optimaal voortplantingshabitat voor bontbekplevier, strandplevier, kluut, grote stern en dwergstern, Vissdief en Grijs zeehond.	H1330 Schorren en zilte graslanden	=	=

Natura 2000-gebieden	Kernopgaven	Beschermd habitattypen	Instandhoudingsdoelen*	
			Oppervlak	Kwaliteit
Waddenzee	<p>1.03 Verbetering kwaliteit permanent overstroomde zandbanken o.a. met biogene structuren met mossels. Tevens van belang als kraamkamer voor vis.</p> <p>1.07 Herstel zoet-zout overgangen</p> <p>1.09 Behoud van verbinding met Schelde en Eems ten behoeve van paaifunctie voor fint in België en Duitsland.</p> <p>1.10 Verbetering kwaliteit slik- en zandplaten ten behoeve van vergroting van diversiteit.</p> <p>1.11 Behoud slikken en platen voor rustende en foeragerende niet-broedvogels en rustgebieden voor Gewone zeehond en Grijze zeehond.</p> <p>1.13 Behoud ongestoorde rustplaatsen en optimaal voortplantingshabitat voor bontbekplevier, strandplevier, kluut, grote stern en dwergstern, Visdief en Grijze zeehond.</p> <p>1.16 Behoud van schorren en zilte graslanden met <i>alle</i> successiestadia, zoet-zout overgangen, verscheidenheid in substraat en getijregime en mede als hoogwatervluchtplaats.</p>	<p>H1110 Permanent overstroomde zandbanken</p> <p>H1140 Slik- en zandplaten</p> <p>H1310 zilte pionierbegroeiingen</p> <p>H1320 Slijkgrasvelden</p> <p>H1330 Schorren en zilte graslanden</p>	=	>
Voordelta	<p>1.01 Behoud zee-ecosysteem met permanent overstroomde zandbanken (Noordzee-kustzone), met bodems van verschillende ouderdom en meer natuurlijke opbouw van vispopulaties.</p> <p>1.06 Herstel zout invloed in Haringvliet, vooral voor trekvis, zoals zeeprik, elft en zalm, en mede voor brakke variant van ruigten en zomen (harig wilgenroosje) en schorren en zilte graslanden (buitendijks).</p> <p>1.10 Verbetering kwaliteit slik- en zandplaten ten behoeve van vergroting van diversiteit.</p> <p>1.11 Behoud slikken en platen voor rustende en foeragerende niet-broedvogels en rustgebieden voor Gewone zeehond en Grijze zeehond.</p>	<p>H1110 Permanent overstroomde zandbanken</p> <p>H1140 Slik- en zandplaten</p> <p>H1310 zilte pionierbegroeiingen</p> <p>H1320 Slijkgrasvelden</p> <p>H1330 Schorren en zilte graslanden</p>	=	=
Oosterschelde	<p>1.11 Behoud slikken en platen voor rustende en foeragerende niet-broedvogels en rustgebieden voor Gewone zeehond en Grijze zeehond.</p> <p>1.16 Behoud van schorren en zilte graslanden met <i>alle</i> successiestadia, zoet-zout overgangen, verscheidenheid in substraat en getijregime en mede als hoogwatervluchtplaats.</p> <p>1.19 Behoud en ontwikkeling kwaliteit binnendijkse brakke gebieden voor (...)</p>	<p>H1160 Grote baaien</p> <p>H1310 Zilte pionierbegroeiingen</p> <p>H1320 Slijkgrasvelden</p> <p>H1330 Schorren en zilte graslanden</p>	=	>
Wester-schelde & Saeftinghe	<p>1.05 Verbetering kwaliteit estuaria H1130 Westerschelde (ruimte. verhouding tussen deelsystemen/laag productieve en hoog productieve onderdelen) en behoud kwaliteit Eems-Dollard.</p> <p>1.09 Behoud van verbinding met Schelde en Eems ten behoeve van paaifunctie voor fint in België en Duitsland.</p> <p>1.13 Behoud ongestoorde rustplaatsen en optimaal voortplantingshabitat voor bontbekplevier, strandplevier, kluut, grote stern en dwergstern, Visdief en Grijze zeehond.</p> <p>1.16 Behoud van schorren en zilte graslanden met <i>alle</i> successiestadia, zoet-zout overgangen, verscheidenheid in substraat en getijregime en mede als hoogwatervluchtplaats.</p> <p>1.19 Behoud en ontwikkeling kwaliteit binnendijkse brakke gebieden voor (...)</p>	<p>H1110 Permanent overstroomde zandbanken</p> <p>H1130 Estuaria</p> <p>H1310 Zilte pionierbegroeiingen</p> <p>H1320 Slijkgrasvelden</p> <p>H1330 Schorren en zilte graslanden</p>	=	=
			>	>
			>	=
			=	Geen
			=	=
			=	=
			>	>

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

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

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

4.5.2 INDIRECTE EFFECTEN OP NATURA 2000-GEBIEDEN

Naast verstoring van habitattypen, kan de voorgenomen ingreep effect hebben op soorten die een directe relatie hebben met de instandhoudingsdoelstellingen van de Natura 2000-gebieden, zoals kolonievogels uit Zwanenwater die mogelijk door het windmolenpark viiegen tijdens het foerageren. Dit geldt ook voor in Natura 2000-gebieden beschermde broedvogels die beïnvloed worden door een afname van het voedselaanbod door vislarvensterfte. In Tabel 10 staat een overzicht van de Natura 2000-gebieden die mogelijk een negatief effect ondervinden door de externe werking van de voorgenomen ingreep.

Tabel 10: Natura 2000-gebieden met risico op negatieve effecten op instandhoudingsdoelstellingen door externe werking van de voorgenomen ingreep.

Natura 2000-gebied	Soort	Mogelijke effecten
Lauwersmeer	visetende vogels	Afname voedselaanbod door vislarvensterfte
Duinen Terschelling	visetende vogels	Afname voedselaanbod door vislarvensterfte
Duinen Vlieland	visetende vogels	Afname voedselaanbod door vislarvensterfte
Duinen Texel	Kleine mantelmeeuw, visetende vogels	Aanvaringsrisico windturbines tijdens foerageren, afname voedselaanbod door vislarvensterfte
IJsselmeer	visetende vogels	Afname voedselaanbod door vislarvensterfte
Zwanenwater & Pettemerduinen	Kleine mantelmeeuw, visetende vogels	Aanvaringsrisico windturbines tijdens foerageren, afname voedselaanbod door vislarvensterfte
Voornes Duin	visetende vogels	Afname voedselaanbod door vislarvensterfte
Duinen Goeree & Kwade Hoek	visetende vogels	Afname voedselaanbod door vislarvensterfte
Haringvliet	visetende vogels	Afname voedselaanbod door vislarvensterfte
Grevelingen	visetende vogels	Afname voedselaanbod door vislarvensterfte
Krammer-Volkerak	Kleine mantelmeeuw, visetende vogels	Aanvaringsrisico windturbines tijdens foerageren, afname voedselaanbod door vislarvensterfte

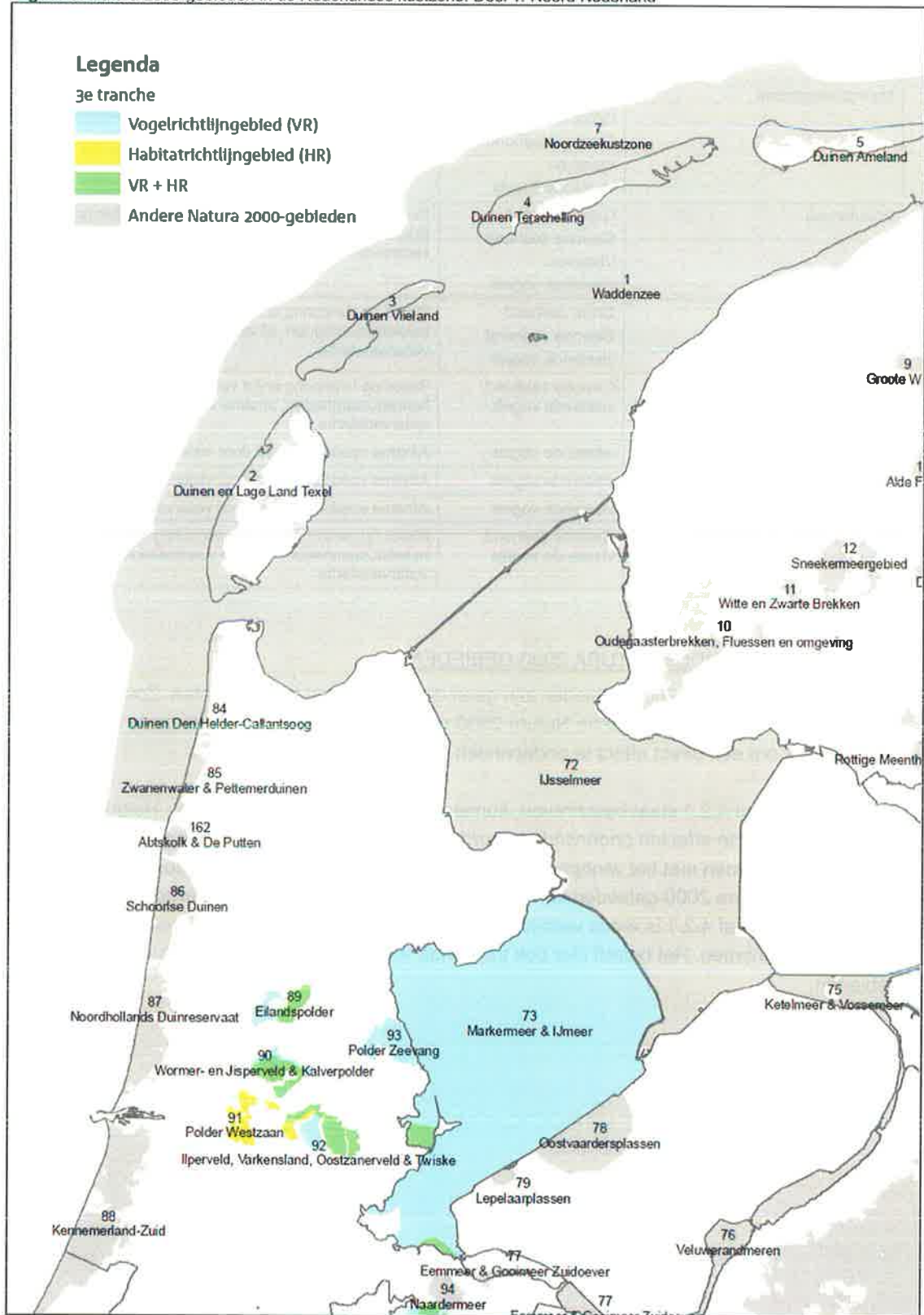
Natura 2000-gebied	Soort	Mogelijke effecten
Hollands Diep	visetende vogels	Afname voedselaanbod door vislarvensterfte
Veerse Meer	Kleine mantelmeeuw, visetende vogels	Aanvaringsrisico windturbines tijdens foerageren, afname voedselaanbod door vislarvensterfte
Noordzeekustzone	Bruinvis Grijze zeehond Gewone zeehond Vislarven visetende vogels	Risico op verstoring, verwonding of overlijden (vislarven) tijdens heiwerkzaamheden, afname voedselaanbod door vislarvensterfte
Waddenzee	Grijze zeehond Gewone zeehond Vislarven visetende vogels	Risico op verstoring, verwonding of overlijden (vislarven) tijdens heiwerkzaamheden, afname voedselaanbod door vislarvensterfte
Voordelta	Grijze zeehond Gewone zeehond visetende vogels	Risico op verstoring en/of verwonding tijdens heiwerkzaamheden, afname voedselaanbod door vislarvensterfte
Oosterschelde	Gewone zeehond, visetende vogels	Risico op verstoring en/of verwonding tijdens heiwerkzaamheden, afname voedselaanbod door vislarvensterfte
Zoommeer	visetende vogels	Afname voedselaanbod door vislarvensterfte
Markiezaat	visetende vogels	Afname voedselaanbod door vislarvensterfte
Zwin & Kievitpolder	visetende vogels	Afname voedselaanbod door vislarvensterfte
Westerschelde & Saeftinghe	Gewone zeehond, visetende vogels	Risico op verstoring en/of verwonding tijdens heiwerkzaamheden, afname voedselaanbod door vislarvensterfte

4.5.3 BUITENLANDSE NATURA 2000-GEBIEDEN

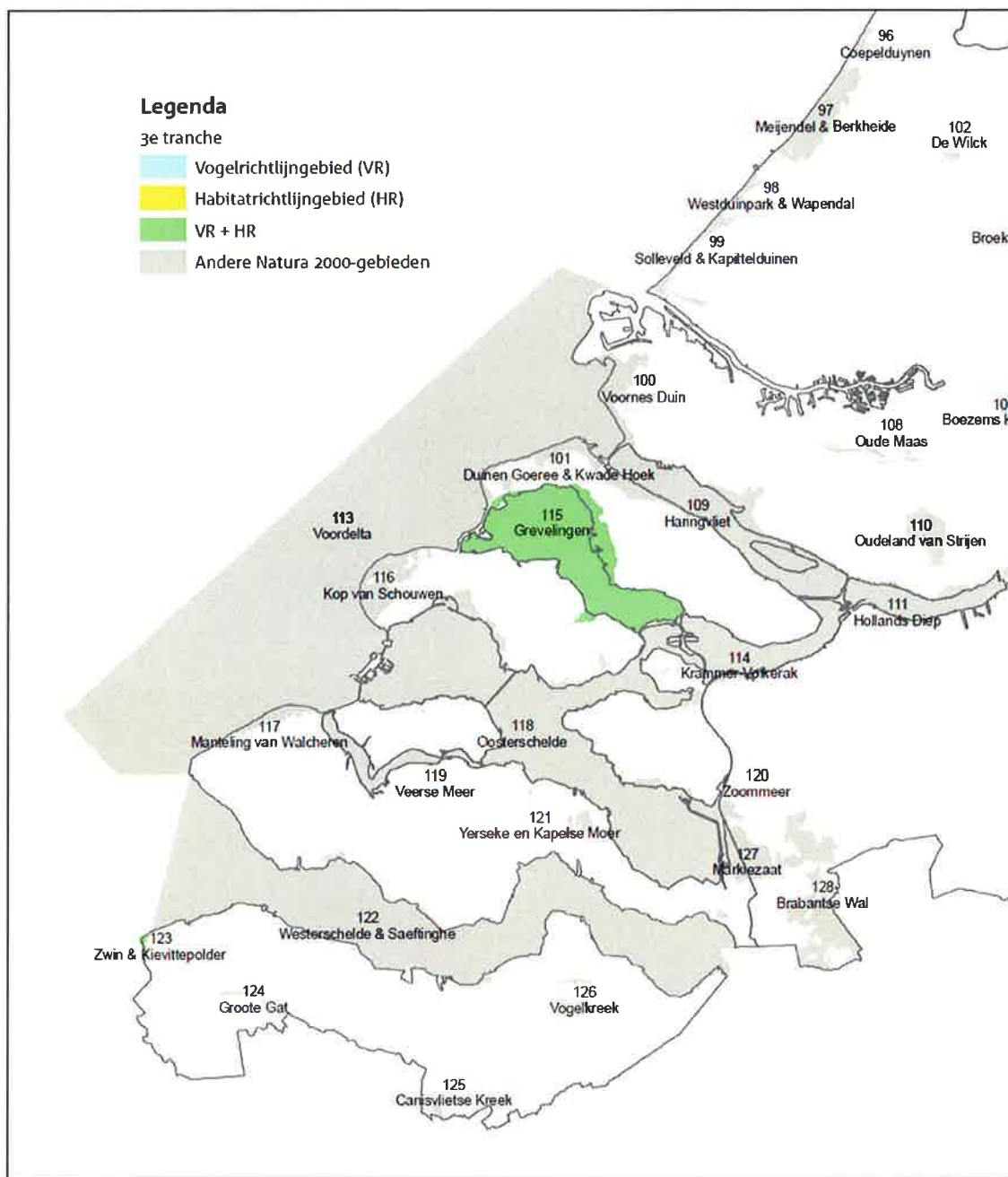
Op buitenlandse Natura 2000-gebieden zijn geen directe effecten te verwachten. Zowel de Duitse, Britse, Franse als Belgische Natura 2000-gebieden bevinden zich op te grote afstand van het windpark om een direct effect te ondervinden.

Zoals in paragraaf 4.2.1 staat beschreven, kunnen Bempton Cliffs (Engeland) en Helgoland (Duitsland) indirecte effecten ondervinden doordat de Jan van gent vanuit deze gebieden in aanraking kan komen met het windpark. Beïnvloeding van de instandhoudingsdoelstellingen van buitenlandse Natura 2000-gebieden kan verder uitsluitend plaatsvinden via sterfte van trekkende vogels. In paragraaf 4.2.1 is reeds vermeld dat in deze Passende Beoordeling trekkende vogels worden meegenomen. Het betreft hier ook trekkende vogels uit buitenlandse Natura 2000-gebieden.

Figuur 5: Natura 2000-gebieden in de Nederlandse kustzone. Deel 1: Noord Nederland



Figuur 6: Natura 2000-gebieden in de Nederlandse kustzone, Deel 2: Zuidwest Nederland



Oprichtgever:



**landbouw, natuur en
voedselkwaliteit**

Ministerie van LNV, Directie Natuur en
Directie Regionale Zaken

Kaartproductie: Directie Kennis
Datum kaart: 11-jul-2008

Overzichtskaart ligging Natura 2000-gebieden

De begrenzing van de gebieden waarvan de ontwerpbesluiten in de eerdere tranches ter inzage zijn gelegd, is conform die van de ontwerpkaarten van de betreffende gebieden of van de definitieve besluiten (100, 101, 113). De overige gebieden zijn aangeduid volgens de aanwijzing (VR, 1986-2005) of de aanmelding (HR, 2003).

5 Huidige situatie

In dit hoofdstuk wordt het voorkomen en gebruik beschreven van de in Hoofdstuk 4 geselecteerde habitats en soorten, en de daaraan gerelateerde gebieden.

5.1 VOGELS

In paragraaf 4.2.1 zijn de relevante soorten kolonievogels en trekvogels afgebakend. In de volgende paragrafen wordt nader ingegaan op de huidige situatie van deze soorten.

5.1.1 KOLONIEVOGELS

Tabel 11 geeft een overzicht van de broedkolonies die binnen het bereik van deze PB vallen, inclusief de bijbehorende instandhoudingsdoelen en de huidige populatiegrootte. De instandhoudingsdoelen zijn afkomstig uit de (ontwerp-)aanwijzingsbesluiten zoals die zijn gepresenteerd op de website van Ministerie van LNV (www.minlnv.nl, oktober 2008). De huidige populatiegroottes zijn gebaseerd op de gemiddelden van de tellingen van 1999-2003 (SOVON/CBS, 2005).

Tabel 11: Huidige situatie kolonievogels in Natura 2000-gebieden binnen het invloedsgedebied van Rinveld Oost

soort	Natura 2000-gebied	instandhoudingsdoel (aantal broedparen)	huidige populatiegrootte (aantal broedparen)
Kleine mantelmeeuw	Duinen en Lage Land Texel	14.000	14.000**
	Zwanenwater & Pettemerduinen	100*	110**
	Krammer-Volkerak	810	810**
	Veerse Meer	700	590**
Jan van gent	Bempton Cliffs (VK)	NB	2.552***
	Helgoland (Duitsland)	NB	222

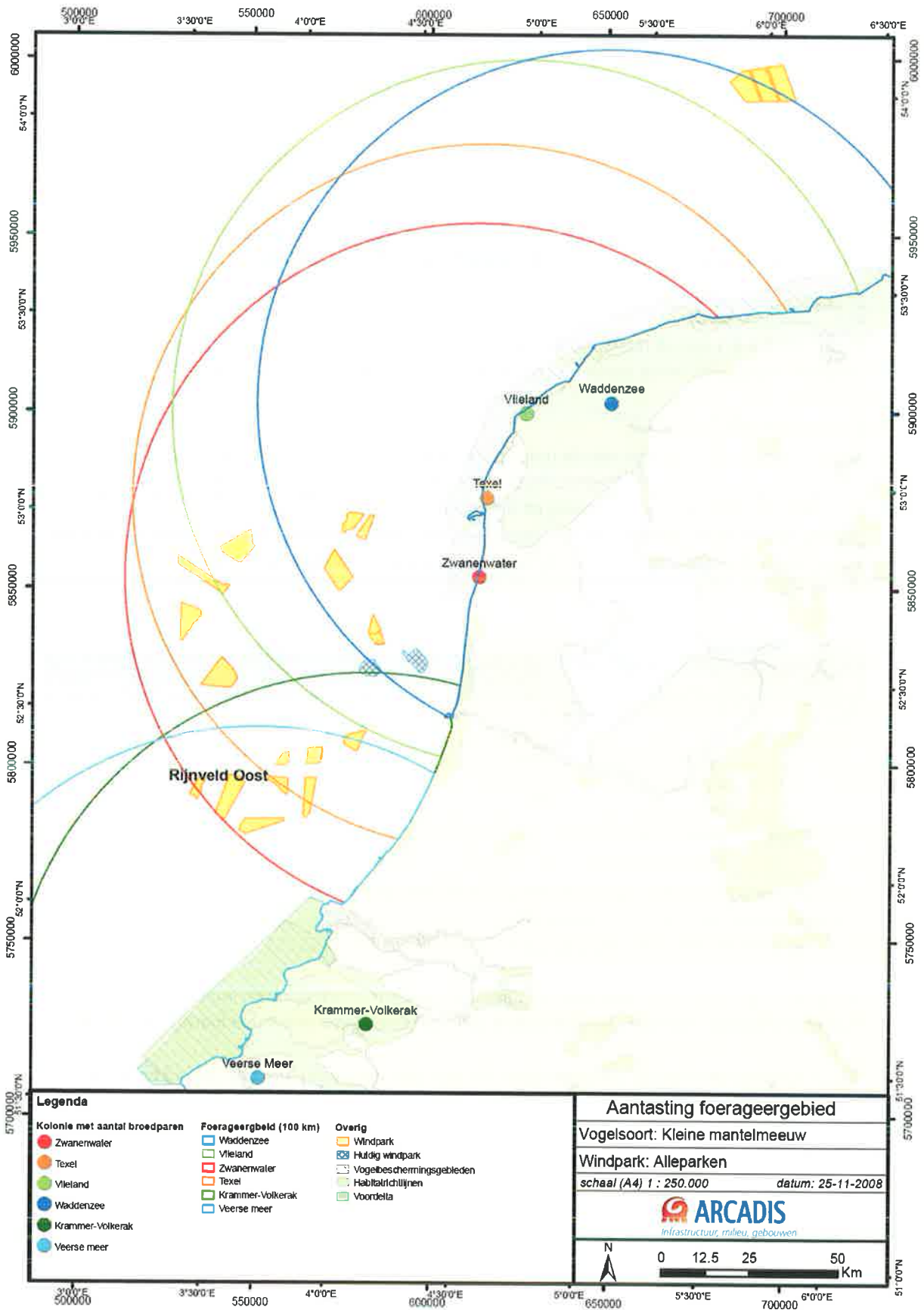
*) behoud omvang en kwaliteit leefgebied met een draagkracht voor een populatie van genoemd aantal broedparen.

***) Gemiddelde van 1999 – 2004. SOVON/CBS 2005

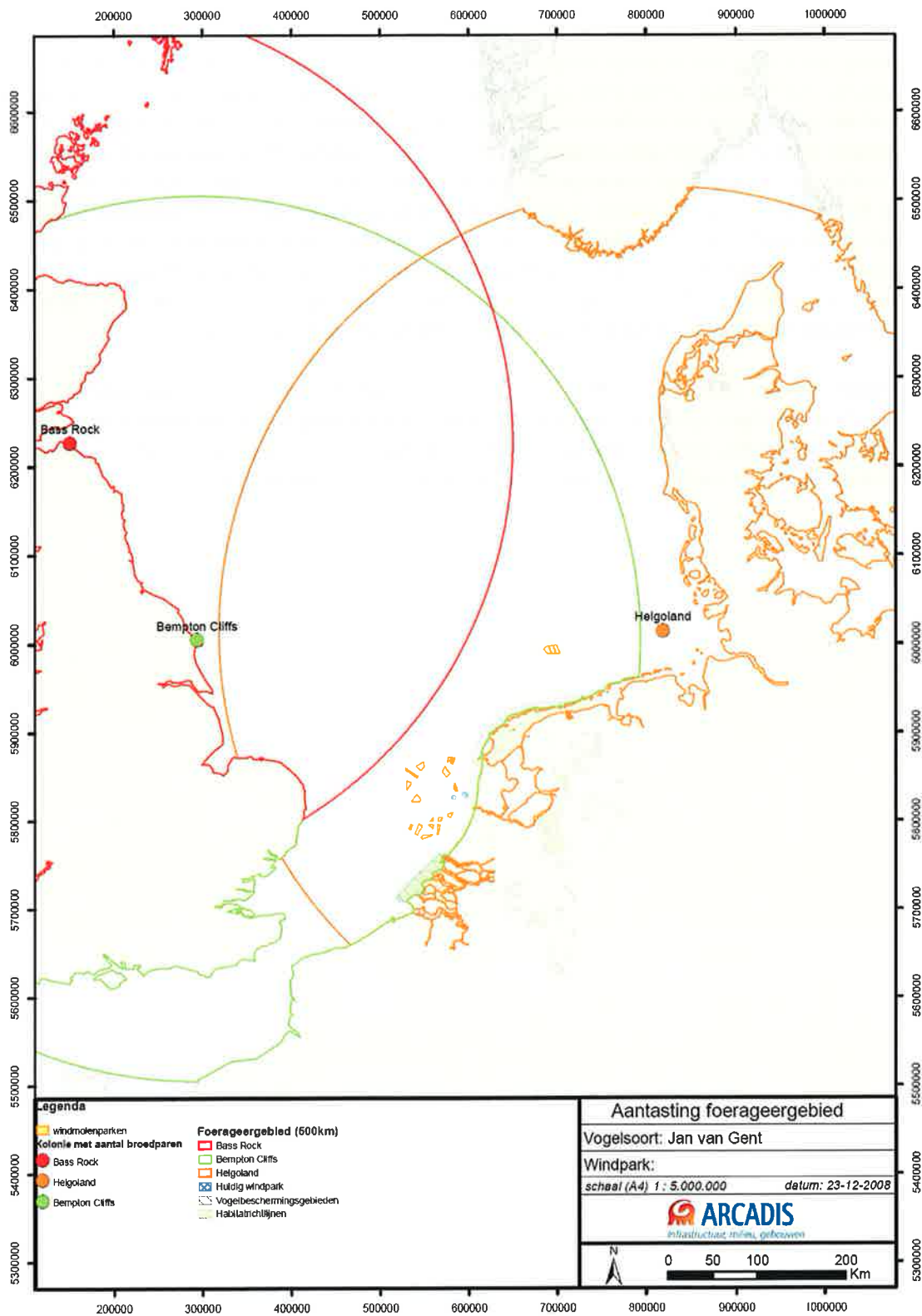
***) Tellingen Seabird 1998 – 2002, www.jncc.gov.uk

In Figuur 7 zijn de locaties van deze kolonies van Kleine mantelmeeuwen langs de Nederlandse kust weergegeven, inclusief een aanduiding voor de gemiddelde maximale foerageerafstand.

Vanuit buitenlandse Natura 2000-gebieden kunnen Jan van genten het plangebied bereiken. Er zijn twee kolonies binnen bereik van Rijnveld Oost: Helgoland in Duitsland, en Bempton Cliffs in het Verenigd Koninkrijk. Voor de kolonie van Bass Rock in het Verenigd Koninkrijk ligt het windpark buiten de maximale gemiddelde foerageerafstand. In Figuur 8 zijn de locaties van deze kolonies van Jan van genten weergegeven, eveneens voorzien van een aanduiding voor de gemiddelde maximale foerageerafstand.



Figuur 7: Verspreiding van kolonies van Kleine mantelmeeuwen langs de Nederlandse kust



Figuur 8: Verspreiding van kolonies van Jan van gents langs de Noordzeekust

5.1.2 TREKVOGELS

In paragraaf 4.3.2 is een selectie gemaakt van soorten van appendix II van de Vogelrichtlijn, die beschermd zijn in Natura 2000-gebieden en waarvan het zeker of mogelijk is dat ze de zuidelijke Noordzee oversteken (van Nederland naar het Verenigd Koninkrijk en vice versa). Een aantal zeevogels voldoet ook aan deze criteria: dit zijn ondermeer soorten die in Schotland broeden en ten zuiden van de Noordzee overwinteren. Na het broedseizoen zijn dit trekvogels, die (deels) door de Noordzee naar het zuiden trekken. Andere zeevogels trekken in oost-westelijke richting tussen Nederland en het Verenigd Koninkrijk heen en weer en voldoen ook aan deze criteria. Deze soorten komen in Nederlandse en/of Britse Natura 2000-gebieden voor, deels als broedvogel, deels als niet-broedvogel. Beide categorieën trekvogels komen echter ook in andere buitenlandse Natura 2000-gebieden voor, zoals in Duitsland en Denemarken.

In Bijlage II is voor alle soorten trekvogels, die in de effectbeoordeling worden meegenomen, een overzicht opgenomen van de huidige populatieomvang in de Nederlandse en Britse Natura 2000-gebieden de jaarlijkse achtergrondsterfte voor adulte vogels. Hierin wordt ook meer informatie over trekroutes over zee en de variatie in trekbewegingen per seizoen gegeven.

5.2 ZEEZOOGDIEREN

Zeezoogdieren die voorkomen binnen Natura 2000-gebieden (soorten van appendix I van de Habitatrichtlijn) en die kunnen voorkomen binnen de invloedssfeer van het windpark Rijnveld Oost zijn Bruinvis en Gewone en Grijze zeehond (zie paragraaf 4.3). Tabel 12 geeft een overzicht van de Natura 2000-gebieden waar deze soorten voorkomen, inclusief de instandhoudingsdoelen per soort per gebied.

Tabel 12: zeezoogdieren en Natura 2000-gebieden met bijbehorende instandhoudingsdoelen waar in het kader van deze PB rekening mee gehouden wordt. De genoemde zeezoogdieren komen in alle genoemde wateren voor, maar zijn niet overal als instandhoudingsdoel opgenomen.

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

In Bijlage III is achtergrondinformatie opgenomen over verspreiding van en aantallen Bruinvissen en zeehonden. De nu volgende paragrafen behandelen de hoofdlijnen uit dat rapport, voor zover die van belang zijn voor begrip van effecten op populaties van deze soorten.

5.2.1 BRUINVIS

De Bruinvis komt voor in de Atlantische kustzones van Europa, Noordwest-Afrika en Canada, de Pacifische kusten van Canada en Siberië en in de Zwarte Zee. De Bruinvis verblijft in zee en in ondiepe kustwateren. Recent zijn waarnemingen gedaan in de Oosterschelde (Camphuysen

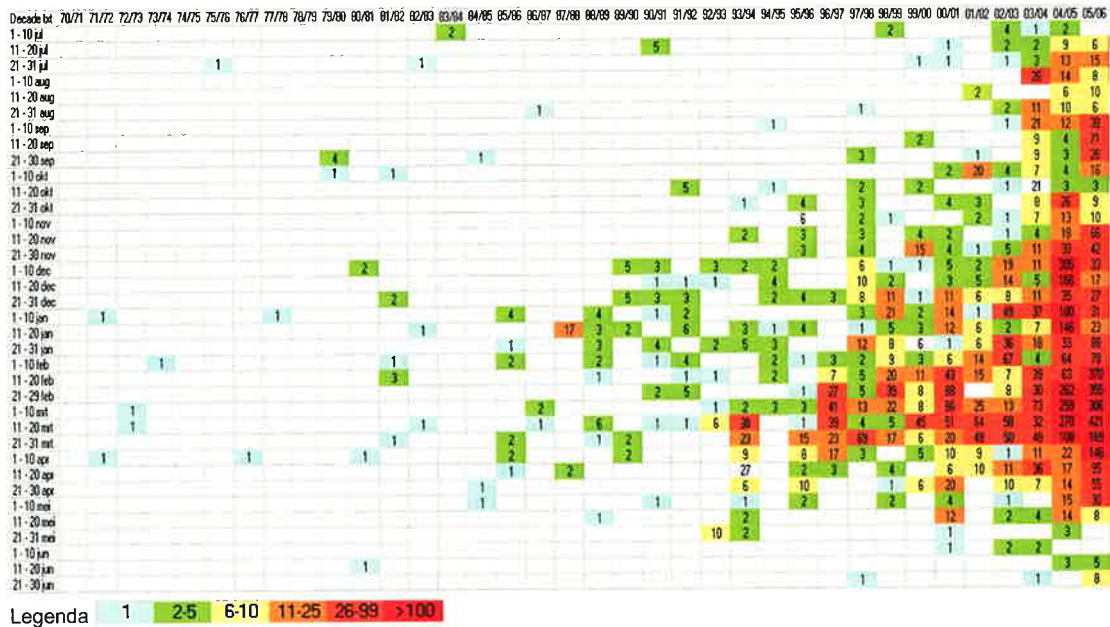
1994, 2004). In de Noordzee komen momenteel tussen de 267.000 en 465.000 Bruinvissen voor (Hammond *et al*, 1995; Hammond *et al*, 2002). Op Europees niveau zijn twee tellingen internationaal gecoördineerd en uitgevoerd, de zogenaamde SCANS-surveys (Small Cetaceans Abundance in the North Sea). SCANS-II komt uit op circa 250.000 exemplaren voor de Noordzee. Berekeningen op basis van ongecorrigeerde vliegtuigtellingen op het Nederlands Continentaal Plat (NCP) (Arts & Berrevoets 2005) komen uit op een dichtheid van 0,2 exemplaren per km², Osinga *et al* (2007) komen uit op een dichtheid van 0,39 exemplaren per km² op het NCP. In de laatste SCANS survey kwamen de zometellingen uit op 38.000 exemplaren voor de noordelijke Noordzee, 59.000 exemplaren voor de centrale Noordzee en 134.000 stuks voor de zuidelijke Noordzee en het Kanaal. Sinds 1986 wordt de Bruinvis weer regelmatig langs de Nederlandse kust waargenomen, waarbij het er op lijkt dat de zuidgrens van de zuidelijke Noordzeepopulatie zich naar het zuiden verplaatst. In het voorjaar van 2007 waren de aantallen op het NCP laag ten opzichte van de voorgaande jaren; de reden hiervoor is vooralsnog onduidelijk. De hoogste aantallen langs de Nederlandse kust worden waargenomen van december tot en met april.

De laatste SCANS survey laat zien dat er een groot verschil is in Bruinvisverspreiding door de Noordzee tussen 1994 en 2004 (Hammond *et al* 2002, Hammond & MacLeod 2008), het betreft hier zomer-verspreidingspatronen.

Tijdens recente tellingen (MWTL 2004-2006, ESAS, Courtens en Stienen 2007) werden geen Bruinvissen waargenomen op de planlocatie, maar wel in de ruimere omgeving van het plangebied. Als dichtheid van Bruinvissen in de zuidelijke Noordzee wordt 0,4 per km² aangehouden, wat overeenkomt met de gecorrigeerde waarden uit het SCANS II programma en het dubbele van ongecorrigeerde vliegtuigwaarnemingen (Arts & Berrevoets 2005).

Overigens zijn er geen aanwijzingen voor een verband tussen de teruggang van Bruinvissen en de aanleg van het OWEZ park voor de kust van Egmond. Ten tijde van het heien waren er in Noord-Holland niet meer strandingen dan elders (Leopold & Camphuysen, 2007). De bouw van Q7 vond plaats in de winter van 2006/2007, en deze periode viel deels samen met de periode waarin het aantal waarnemingen van Bruinvis achteruit ging. Een effect van de bouw van deze windparken kan niet worden uitgesloten, maar is op basis van deze waarnemingen evenmin vast te stellen.

Vooralsnog zijn er geen publicaties over Bruinvis migratie door de Noordzee bekend. Er zijn (in Nederland) inshore/offshore bewegingen, zowel op lange termijn (seizoenen) als op de korte termijn (weken), de achterliggende oorzaken zijn echter onbekend. De meest recente samenvatting van vergaarde data staat in Leopold & Camphuysen (2006).



Figuur 9: Meldingen van in Nederland waargenomen Bruinvissen per 10-daagse periode, 1970-2006. Alle meldingen van Bruinvissen (tot en met juni 2006) zijn in deze figuur opgenomen. De verschillende kleuren geven een snelle indruk van het aantal dieren (zie legenda) en het blijkt dat na een voorzichtige terugkeer in de winter (december-maart) de Bruinvis geleidelijk aan gedurende een steeds groter deel van het jaar langs de kust te zien is. De maand juni levert tegenwoordig nog het kleinste aantal meldingen op.

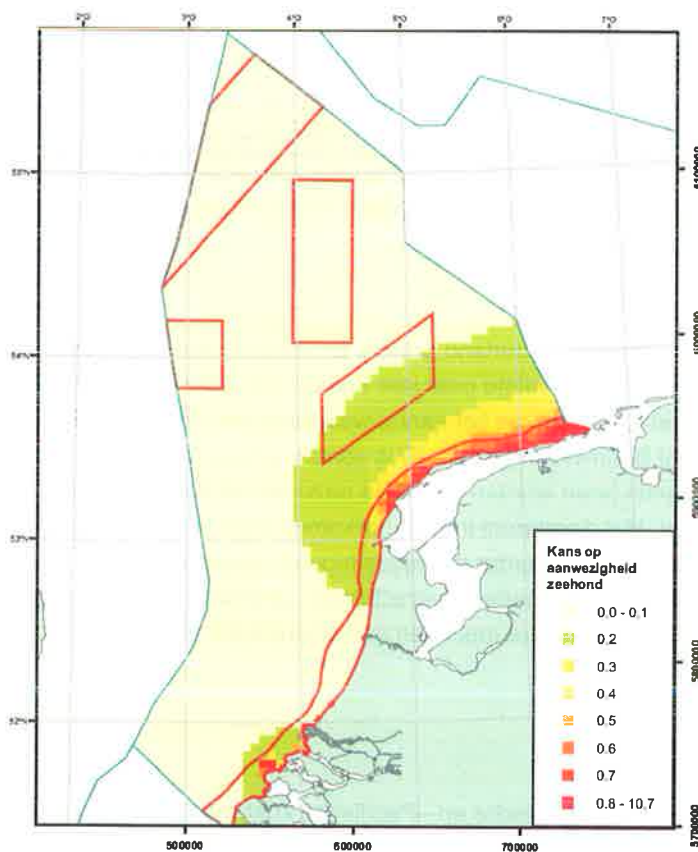
In de jaren 70 werden nauwelijks Bruinvissen in Nederland gezien. Er werden toen uitsluitend min of meer volgroeide Bruinvissen gezien, maar de laatste paar jaar komen ook weer moeder-kalf stelletjes voor. In de jaren 80 begon een toename van het aantal waarnemingen en aanvankelijk werden vooral van oktober tot april veel Bruinvissen gezien. Er is sprake geweest van een geleidelijke seizoensverbreding; de laatste jaren worden ook in de nazomer en de vroege herfst kleine aantallen Bruinvissen opgemerkt. Het dieptepunt in het voorkomen voor de kust is nu in juni (Figuur 9). Kennelijk verlaten de dieren kort voordat de wijfjes moeten werpen onze kustwateren, om daar pas weer in de loop van de herfst te verschijnen. Ze trekken zich in ieder geval terug tot voorbij OWEZ, zoals blijkt uit continue metingen aan Bruinvisgeluid in dat windpark (Brasseur *et al*, 2008).

5.2.2 GEWONE ZEEHOND

De Gewone zeehond komt voor in de Noord-Atlantische en -Pacifische kustwateren. De zeehonden komen vooral voor dicht langs de kust en in delta's, waar zij bij eb op zandbanken of rotsen rusten en bijloed foerageren in zee. Van circa 17.000 individuen in de Nederlandse kustwateren in 1900, is een daling opgetreden tot circa 1.000 in de jaren '80, waarna weer een toename optrad tot circa 4.500 in de Nederlandse Waddenzee in 2002. Door een infectieziekte daalde het aantal zeehonden daarna tot circa 3.200 in 2002. Momenteel komen ca. 4.500 Gewone zeehonden voor in de Nederlandse Waddenzee en in de Deltawateren bevinden zich momenteel ongeveer 150 Gewone zeehonden (Brasseur *et al*, 2008).

Op open zee is de concentratie van zeehonden zeer laag, al kunnen de dieren wel tot op 200 km van de kust worden aangetroffen. De dichtheden van zeehonden zijn hoog langs de kust (Waddenzee en Voordelta). Ter plaatse van de locaties voor de windparken, die relatief ver op zee liggen, zijn de kansen om Gewone zeehonden waar te nemen relatief klein. Figuur 10 geeft een beeld van de kansen om zeehonden aan te treffen op het NCP.

De Noord-Hollandse kust wordt door zeehonden uit de Waddenzee vermoedelijk gebruikt als uitwijkgebied in geval van koude winters. Hier worden vooral in de periode december-maart zeehonden gezien (Platteeuw *et al*, 1994). Tussen de Waddenzee en de Noordzeekustzone enerzijds en de Voordelta, Oosterschelde en Westerschelde anderzijds is sprake van migratie van zeehonden, waarbij de populatie in de Delta wordt gevoed met dieren uit de Waddenzee en de Noordzeekustzone. Voor de populatie in de Delta is dit van essentieel belang, daar in de Delta (tot op heden) geen voortplanting plaatsvindt (Brasseur *et al*, 2008). In mindere mate vindt uitwisseling plaats met populaties aan de Britse kust (Theems).



Figuur 10: Berekende kans op aanwezigheid van zeehonden, gebaseerd op zwemgedrag van 7 gezenderde zeehonden (Lindeboom *et al*, 2005)

5.2.3 GRIJZE ZEEHOND

De Grijze zeehond komt sinds kort (circa 1980) weer voor in de Nederlandse kustwateren. Waarschijnlijk zijn zij in de Middeleeuwen door jacht uitgeroeid. In 2003 werden 1100 Grijze zeehonden geteld in de Waddenzee. In de Delta zijn de aantallen lager, maar ze worden hier in toenemende aantallen waargenomen. De Nederlandse Waddenpopulatie bestaat op dit moment uit circa 1500 exemplaren (Brasseur *et al*, 2008). In de Deltawateren zijn recentelijk zo'n 200 dieren waargenomen.

Grijze zeehonden kunnen om te foerageren grotere afstanden overbruggen dan de Gewone zeehond, afstanden boven de 200 kilometer zijn geen uitzondering. De Hollandse kustzone is van belang als migratieroute tussen Waddenzee en Delta. Ook is er uitwisseling tussen Nederland en de Engelse oostkust, maar het is onbekend of er sprake is van specifieke migratieroutes (Brasseur 2000, 2008).

6 Methodologie

Effectenanalyse

In dit hoofdstuk worden de methoden beschreven die gehanteerd worden bij de bepaling van de effecten op soorten en Natura 2000-gebieden die in Hoofdstuk 4 zijn afgebakend.

Achtereenvolgens wordt ingegaan op vislarven, vogels en zeezoogdieren.

6.1 VISLARVEN

In deze paragraaf wordt een beschrijving gegeven van het onderzoek naar de effecten van heien ten behoeve van de aanleg van windmolenparken op de aanvoer van vislarven naar de beschermde Natura 2000-gebieden Voordelta, Noordzeekustzone en Waddenzee. Het onderzoek is uitgevoerd op basis van de uitgangspunten die beschreven zijn in het Deltares rapport Z4513, met wijzigingen op enkele details (Prins *et al*, 2008).

6.1.1 HET VISLARVENMODEL

Het model is ontwikkeld door WL|Delft Hydraulics (nu: Deltares) en RIVO (nu: Wageningen IMARES) voor toepassing in de studie naar de effecten van de aanleg van de Tweede Maasvlakte op de aanvoer van vislarven naar de Waddenzee. De toepassing in de huidige Passende Beoordelingen maakt gebruik van de modelinstellingen die ontwikkeld zijn in de Maasvlakte-2 studie (Zie Bolle *et al* (2005) voor een uitgebreide beschrijving).

Een eerste toepassing van het model voor het berekenen van de effecten van de aanleg van offshore windmolenparken was de generieke rapportage die door Deltares is opgesteld in opdracht van Rijkswaterstaat Waterdienst (Prins *et al*, 2008).

In de Maasvlakte-2 studie is het model gevalideerd en is een gevoeligheidsanalyse van het model uitgevoerd (Bolle *et al*, 2005).

6.1.2 ALGEMENE BESCHRIJVING VAN HET MODEL

Het model beschrijft het hydrodynamisch transport van concentraties van eieren en larven in de zuidelijke Noordzee voor Schol, Tong en Haring.

De hydrodynamische modellering wordt uitgevoerd in Delft3D-Flow, en maakt gebruik van het ZUNOGROF grid (zie Prins *et al*, 2008). De grootte van de gridcellen varieert, afhankelijk van de locatie in de zuidelijke Noordzee. In het deel van het NCP voor de Hollandse kust is de grootte van de gridcellen ongeveer 5 bij 5 kilometer.

Het model berekent het transport van eieren en larven vanaf specifieke gebieden die overeenkomen met de relevante paaigronden. De model run start met een vast aantal eieren en larven op de paaigronden. Die initiële aantallen zijn overigens niet gerelateerd aan werkelijk waargenomen aantallen op de paaigronden. Het model bevat een aantal biologische processen,

zoals groei in relatie tot watertemperatuur, en verschillende gedragsaspecten die afhangen van het stadium van ontwikkeling van de larven.

Gesimuleerde jaren

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

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

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

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

Paaigebieden

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

- Voor Schol zijn ook de paaigronden op de Doggersbank belangrijk, met name voor de larvenaankomst naar de Duitse en Deense Waddenzee en kustwateren. Het hydrodynamisch transport in het noordelijk deel van het NCP wordt in het huidige model echter niet goed gesimuleerd, zodat de resultaten voor die paaigronden en voor de Duitse en Deense gebieden niet betrouwbaar zijn. In de praktijk betekent dit ook dat het huidige model niet geschikt is voor het berekenen van effecten van windmolenlocaties ten noorden van de Waddeneilanden.
- Voor Tong is het hele kustgebied van Frankrijk tot de Duitse/Deense Waddenzee in het model gebruikt als paaigrond.
- Voor Haring is het "Downs" gebied in het oosten van het Engelse deel van het Kanaal van belang.

In Bos *et al* (2008) zijn de gegevens over paaigebieden en dergelijke verder uitgewerkt

Periode van larventransport

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

- Schol: 15 december – 1 juni
- Tong: 1 maart – 1 juli

- Haring: 1 januari – 1 juni

De gemodelleerde periode voor Schol wijkt af van de periode gebruikt in de generieke studie. Dit hangt samen met het feit dat nu ook de paaigronden in het Kanaal zijn meegenomen in de modelberekening.

Gemodelleerde gedragaspecten van vislarven

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

Referentiescenario

De referentie in deze studie is gelijk aan het referentiescenario dat is gebruikt in de generieke studie en het T₀ scenario dat is gebruikt in de Maasvlakte-2 studie.

6.1.3 STERFTE ALS GEVOLG VAN HEIEN

Zoals in de generieke studie al aangegeven, is er een grote kennislacune op het gebied van de effecten van heien in zee op vislarven. Op grond van een aantal afwegingen is in de generieke studie de aanname gedaan dat er 100% sterfte optreedt onder vislarven tot op een afstand van 1000 meter van de heilocatie, uitgaand van de geluidsniveaus die optreden bij heien van de funderingen van windmolens op zee.

In de generieke studie is een niveau van 183 dB re μ Pa als drempel gehanteerd voor schadelijke effecten. Het is afhankelijk van de bronsterkte bij het heien en de uitdoving tot op welke afstand van de heilocatie het geluidsniveau die drempelwaarde overschrijdt. Omdat er wetenschappelijke onzekerheid is over zowel de mate van uitdoving als de drempelniveaus voor sterfte, wordt in deze Passende Beoordeling het effect van heien berekend uitgaande van 100% sterfte tot op een afstand van 1000 meter, analoog aan de generieke studie. Dit dient te worden beschouwd als worst-case scenario, de werkelijke sterfte zal naar alle waarschijnlijk lager liggen door een kleinere afstand waarop sterfte optreedt, en/of door een lagere sterfte niveau dan 100% op de veronderstelde afstand (zie ook Bijlage IX).

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

In het model is de locatie van een windmolenpark aan 1 cel van het ZUNOGROF model grid toegekend. Het oppervlak van de gridcellen in het model is veel groter dan het oppervlak van het gebied waar door het heien sterfte optreedt. Omdat het model in elke tijdstap de concentratie in

de hele gridcel opnieuw berekent, is een tweede correctiefactor toegepast om voor dit effect te corrigeren. Die correctiefactor is afgeleid van de verhouding tussen het oppervlak van de gridcel en het oppervlak waar sterfte optreedt. De optredende sterfte is omgerekend naar een getijdengemiddelde sterfte.

Frequentie en periode hei-activiteit

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

Als worst-case benadering is voor ieder park gerekend met een heiperiode die de gehele periode van de model run beslaat. Die periode van de model run is voor Schol januari t/m mei, voor Tong de periode maart t/m juni, en voor Haring de periode januari t/m mei.

Analyse van de modelresultaten

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

$$\text{Effect} = (N_{\text{ref}} - N_{\text{hei}}) / N_{\text{ref}} * 100\%$$

waarbij N_{ref} = aantal larven dat een gebied bereikt in het referentiescenario

N_{he} = aantal larven dat een gebied bereikt in een heiscenario

Het verschil met de referentie wordt veroorzaakt door de opgelegde sterfte, omdat alle andere modelinstellingen gelijk zijn gehouden. De vergelijking met de referentie wordt per jaar en per beschermd gebied gemaakt, voor Schol, Tong en Haring

6.1.4 DOORWERKING OP JUVENIELEN, OVERIGE PROOIVISSOORTEN EN KRAAMKAMERFUNCTIE WADDENZEE

Overige prooivissoorten

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

Juvenielen

De vraag is nu wat een eventuele reductie in larven betekent voor de abundantie van juvenielen. Dit is van belang met oog op verandering in voedselbeschikbaarheid voor vogels en zoogdieren, maar ook met oog op de kinderkamerfunctie van kustwateren. Deze doorvertaling wordt in belangrijke mate bepaald door het belang van de kinderkamerfunctie van het gebied voor de betreffende soort. Voor veel mariene vissoorten geldt dat relatieve jaarklassterkte bepaald wordt

gedurende de ei- en larvale stadia (Cushing 1982, Legget & Deblois 1994). Gedurende deze periode vindt de meeste mortaliteit plaats, en ontstaat de meeste variabiliteit tussen jaren. Als een jaarklas relatief sterk is aan het begin van de juveniele levensfase, dan blijft deze jaarklasse meestal ook relatief sterk in de opeenvolgende jaren. Dichtheidsafhankelijke processen gedurende de juveniele en adulte levensstadia temperen mogelijk de variabiliteit enigszins, maar veranderen niet het relatieve patroon in jaarklassterkte (van der Veer *et al*, 2000). Voor alle soorten die mogelijk bloot gesteld worden aan mortaliteit t.g.v. heien, wordt aangegeven in hoeverre dat door zou kunnen werken in de juveniele levens fase.

Kraamkamerfunctie

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

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

Deze kraamkamerfunctie voor vis staat los van het belang van vislarven als stapelvoedsel voor visetende vogels en zeezoogdieren, zoals hieronder besproken.

Deze kinderkamerfunctie laat zich het beste vertalen in de doorwerking van de larvensterfte naar het effect op bestandsniveau. Hiertoe wordt doorberekend wat de reductie van vislarven van een enkele jaarklasse betekent voor de gehele biomassa van het bestand van de betreffende vissoort (dit eerder op basis van *expert-judgement*).

6.2 DOORWERKING OP VOGELS EN ZEEZOOGDIEREN

6.2.1 SELECTIE RELEVANTE SOORTEN

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

1. Soorten visetende zeevogels en zeezoogdieren
Langs het traject tussen heillocatie en de verschillende mariene Natura 2000-gebieden komen verschillende soorten visetende zeevogels en zeezoogdieren voor. Deze zijn allemaal beschermd onder de EU Vogelrichtlijn, de EU Habitatrichtlijn en onder nationale wetgeving. Om deze reden worden alle getalsmatig belangrijke soorten hier behandeld, maar de analyse zoomt in op die soorten die kwalificerend zijn voor de verschillende Natura 2000-gebieden.
2. Dieet van de verschillende soorten zeevogels en zeezoogdieren
De geselecteerde zeevogels en zeezoogdieren eten uiteraard niet alleen die soorten waarvan de larvensterfte werd gemodelleerd. Op grond van literatuuronderzoek is nagegaan hoe breed de dieetkeuze is van de diverse soorten, in de Natura 2000-gebieden, in het Nederlandse deel van de Noordzee en indien relevant, of indien onvoldoende informatie beschikbaar is voor deze Nederlandse wateren, in gebieden buiten, maar dichtbij Nederland.
3. Voortplantingsbiologie van Haring, Schol en Tong
Van belang voor deze analyse is, in hoeverre additionele sterfte van vislarven op open zee, leidt tot veranderingen in de aantallen larven die na transport naar de beschermde kinderkamers in de zoute Natura 2000-gebieden, aankomen en opgroeien. Er is daarom op grond van visserij-biologische studies aan de gemodelleerde vissoorten nagegaan wat de relatie is tussen aantallen vislarven en aantallen opgroeiende nuljarige vis en aantallen oudere vissen in de jaren daarop: de recruitment-stock relatie. Dit is gedaan om inzicht te krijgen in de vraag of er niet zoveel natuurlijke sterfte is onder vislarven, tussen het moment van heien en het moment van aankomst in de Natura 2000 kinderkamers, dat een eventueel effect van heien (larvensterfte) al is uitgedoofd voordat de larven aankomen bij de kust. Het dieet van de meeste zeevogels en zeker van de zeezoogdieren bestaat niet uit vislarven, maar uit oudere vissen dus er dient een relatie te zijn tussen de vislarvensterfte op de Noordzee en de aantallen prooivissen die later beschikbaar komen voor de vispredatoren. Als deze relatie niet bestaat, is er geen impact van het heien, via vislarvensterfte, op de foerageermogelijkheden van deze toppredatoren in de Natura 2000-gebieden die in deze Passende Beoordeling worden onderzocht
4. Biologie van andere prooivissoorten dan Haring, Schol en Tong
Voor de belangrijkste prooivissoorten die uit de dieetstudie kwamen is nagegaan in hoeverre hun voortplantingsbiologie lijkt op die van de gemodelleerde vissoorten Haring, Schol of

Tong. Hierbij is gekeken naar de plaats en het seizoen van paaien en naar larventransport. Hieruit moet blijken in hoeverre belangrijke prooivissen, anders dan de gemodelleerde soorten, ook zullen lijden onder het heien in die zin dat er larvensterfte optreedt die na larventransport kan leiden tot een verminderde kwaliteit van de kraamkamers in mariene Natura 2000-gebieden.

5. Inzoomen op de meest relevante soorten zeevogels en zeezoogdieren
Als meest relevante soorten worden die predatoren gezien, die:
 - een dieet hebben waarin vissoorten en -jaarklassen waarvan verwacht mag worden dat deze (als opgroeiende vis in de kraamkamers) te leiden hebben van het heien, een belangrijke rol spelen;
 - niet zeldzaam of schaars zijn in Nederlandse wateren;
 - kwalificerend zijn voor (een van) de mariene Natura 2000-gebieden

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

6.2.2 BEREKENING DOORWERKING

Voor windpark Rijnveld Oost is op basis van het model in paragraaf 6.1 en de doorvertaling naar juvenielen in paragraaf 6.1.4 de reductie van de aantallen opgroeiende visjuvnielen berekend voor ieder Nederlands zout Natura 2000-gebied, voor de soorten Haring, Schol en Tong. Deze maximale percentages zijn in eerste instantie gebruikt als uitgangspunt voor de berekeningen voor de doorwerking van de vislarvenreductie. Deze berekening is uitgevoerd voor de selectie van vogels en zeezoogdieren volgens de methode beschreven in de vorige paragraaf. In deze berekening zijn de volgende stappen gezet:

1. Wat is de maximale reductie van de vislarvensoort Haring, Tong of Schol
2. Wat betekent dit voor de belangrijkste prooisoorten voor de geselecteerde vogels en zeezoogdieren; twee varianten zijn doorgerekend:
 - a. een met de reductie als vislarven
 - b. een met de reductie als juvenielen; veel soorten zijn bij aankomst reeds in het juveniele stadium terecht gekomen. De doorvertaling van larve naar juveniel gaat voor sommige soorten 1 op 1, bij andere treedt nog een reductie(sterfte) op, afhankelijk van de sterkte van de kinderkamerfunctie voor de soort. Omdat in het model alleen gerekend is met larven (geen sterfte) kan de reductie als larve te hoog zijn en moet deze sterfte nog in de resultaten verwerkt worden. Daardoor zal de reductie van juvenielen door het heien lager uitvallen dan die van de gemodelleerde larve.
3. Wat is de reductie van het voedsel van deze vogels en zeezoogdieren, gebaseerd op een gewogen gemiddelde van de reductie van de voornaamste prooisoorten. Hiervoor is gekeken naar de verschillende aandelen van de belangrijkste prooisoorten per vogels of zeezoogdier.
4. Wat is de doorvertaling naar het effect op de populatie vogels en de zeezoogdieren.
 - a. Er is rekening gehouden met de doorvertaling van de voedselreductie naar effect op recruitment (uitgevlogen jongen); een vast effect van 80% doorwerking is gehanteerd. Dit is voor de meest voedselgelimiteerde soort, de Grote stern, als bovengrens uit onderzoek

naar de relatie tussen juveniele Haring en aantal broedparen gevonden. Hierbij is in principe een lineair verband aangehouden tussen larvenreductie en recruitment van juveniele vogels, en is er geen verzadigingscurve aangenomen bij hoge of juist lage voedseldichtheid; een dergelijk effect is voorstelbaar: bij lage voedseldichtheid treedt sowieso hoge sterfte op en is het toegevoegde effect van heien verwaarloosbaar, bij hoge voedseldichtheid is er een overmaat. Een dergelijke S-curve (*Holling type II of III functional response*, zie bijvoorbeeld Rappoldt *et al*, 2004) is niet ongewoon, maar in dit kader niet toepasbaar omdat het aan de gegevens ontbreekt om op dit niveau de effecten van de larvenreductie kwantitatief door te rekenen. Dit betekent dat een lineair verband dus een worst-case scenario is.

- b. Voorts is het effect op juvenielen of jongen gedeeld door de gemiddelde levensduur van het dier. Het eenmalige effect van een verlaagd voedselaanbod op een verminderde recruitment in een kolonie werkt door gedurende de gehele levensduur van het dier. Door te delen door die levensduur wordt een schatting verkregen voor het effect op de jaarlijkse aanwas van de populatie gedurende de gemiddelde levensduur van de betreffende vogels of zeezoogdieren .
5. Toetsing van dit effect op de instandhoudingsdoelen van de soorten in de Natura 2000 kolonies rondom de drie belangrijke Natura 2000-gebieden.

6.3 AANVARINGSRISICO'S VOGELS

In Hoofdstuk 4 is aangegeven dat er effectenanalyses uitgevoerd moeten worden voor de aanvaringsrisico's voor broedende kolonievogels en trekvogels. Een indirect effect op kolonievogels kan optreden door verminderde vislarvenaivoer naar de Waddenzee, waardoor de dichtheid aan vis als prooi voor visetende vogels afneemt. Dit is in paragraaf 6.2 behandeld.

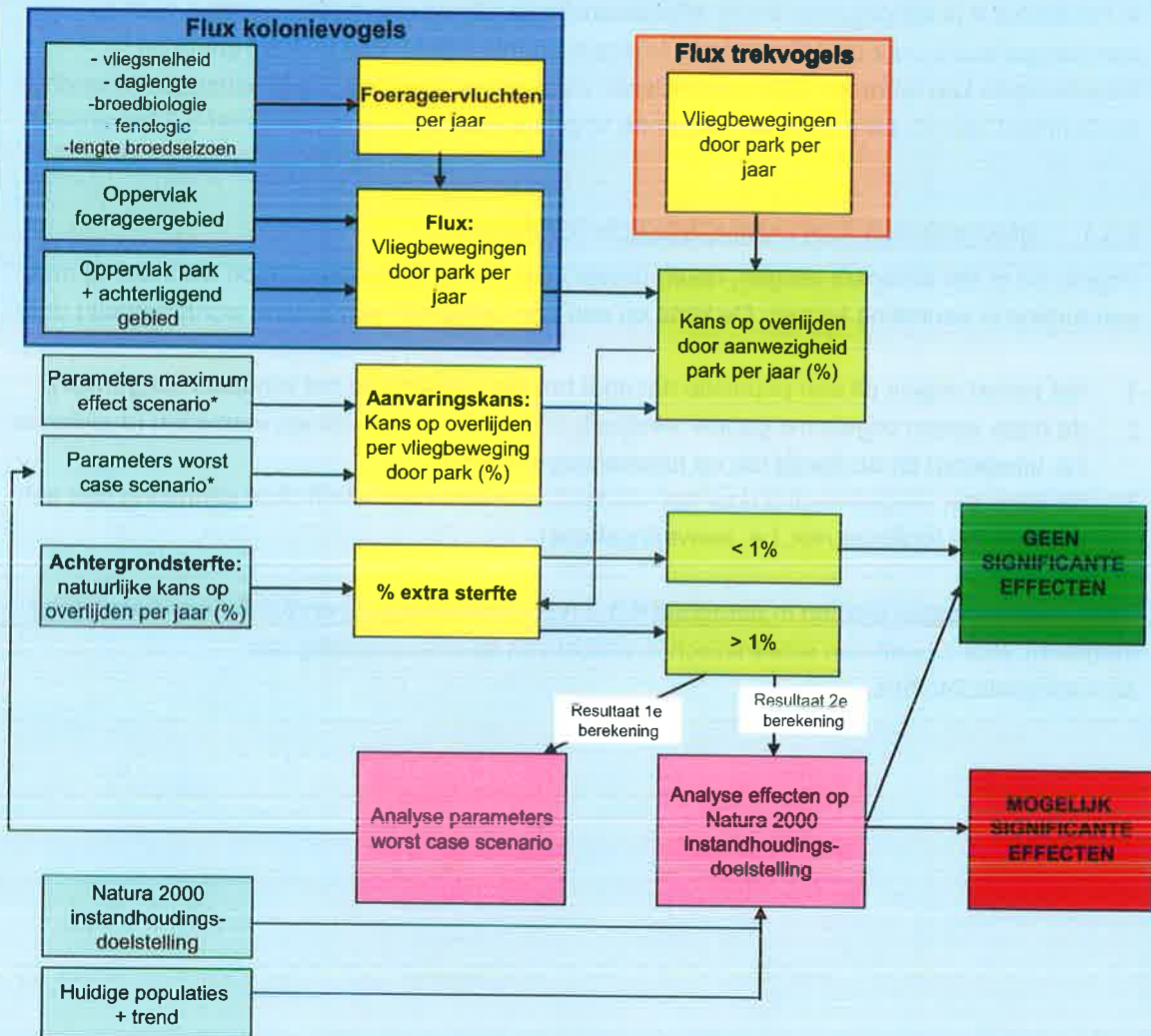
6.3.1 BEREKENING AANVARINGSSLACHTOFFERS

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

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

De fluxberekeningen worden in paragraaf 6.3.2 (voor kolonievogels) en 6.3.3 (voor trekvogels) toegelicht. Box 1 geeft een schematisch overzicht van de effectbepaling van aanvaringssslachtoffers.

Box 1: Effectbepaling aanvaringslachtoffers

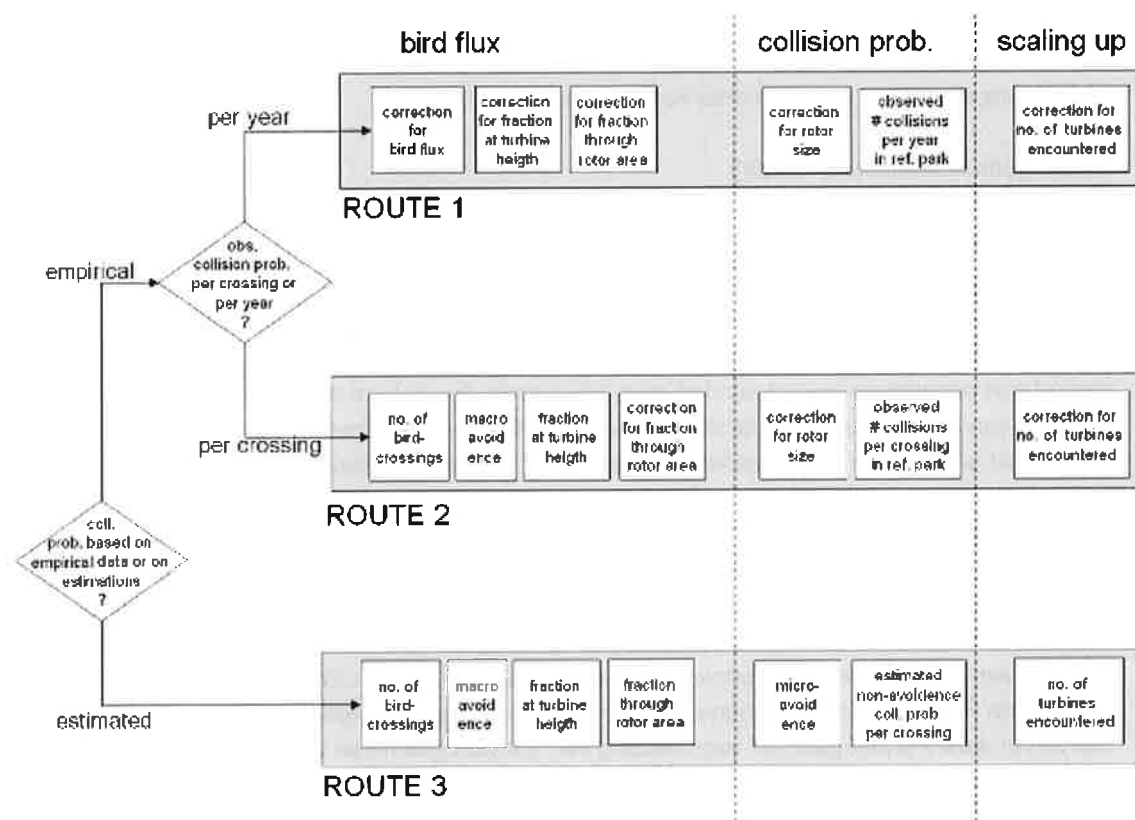


Figuur 11: schema voor effectbepaling aanvaringen vogels

Dit schema wordt doorlopen voor iedere vogelsoort die behoort tot de kolonievogels en/of trekvogels, die zijn afgebakend in Hoofdstuk 4. Indien een soort zowel tot de kolonievogels als de trekvogels behoort, zal hiervoor de sterfte gecumuleerd worden. Bij de slachtofferberekening wordt vanwege het voorzorgsprincipe uitgegaan van een worstcase scenario, door de te schatten parameters steeds met een voorzichtige marge te schatten. In het geval van de trekvogels wordt is een eerste selectie gedaan met behulp van een maximum effect scenario, waarbij alle vogels tijdens de trek door een fictief park van 450 MW vliegen. Indien in dat geval aanvaringen bij een soort leiden tot een schatting van de sterfte onder 1% van de achtergrondsterfte, worden significant negatieve effecten uitgesloten geacht. Wanneer de effectgerelateerde sterfte groter is dan 1% van de achtergrondsterfte, vindt er een schatting plaats van de parameters die in eerste instantie buiten beschouwing zijn gelaten. Vervolgens vindt een tweede berekening plaats met meer realistische, maar nog steeds conservatieve, parameters. Indien dit wederom tot meer dan 1% van de achtergrondsterfte leidt, dan kan dit leiden tot significante effecten op de Natura 2000 instandhoudingsdoelstellingen. Als laatste stap wordt dan ook gekeken naar de stand van de huidige populatie ten opzichte van de Natura 2000 instandhoudingsdoelstellingen en de populatietrend. Indien de huidige populatie en populatietrend ver boven de instandhoudingsdoelstellingen ligt, kunnen significante effecten mogelijk alsnog worden uitgesloten.

Modellen aanvaringsslachtoffers

In Troost (2008) worden drie mogelijkheden beschreven om aanvaringen van vogels met windturbines te berekenen (Figuur 12). Deze drie 'routes' zijn overgenomen in de Handreiking LPB en liggen ook ten grondslag aan de berekeningen die in het kader van de voorliggende PB zijn uitgevoerd. De berekeningen volgens 'Route 1 en 2' borduren voort op de berekeningen met deze zelfde naam zoals oorspronkelijk beschreven door Bureau Waardenburg (aanzet in Van der Winden *et al*, 1999, later geformaliseerd uitgewerkt in berekeningswijze die is opgenomen in vele rapporten, als voorbeelden Lensink 2004, Poot *et al*, 2004, Prinsen *et al*, 2006, Van der Winden *et al*, 2005 en ook is gebruikt voor meerdere MER-en voor offshore windparken).



Figuur 12: Schematisch overzicht van de 3 berekeningsroutes voor aanvaringen van vogels met turbines (Troost 2008)

- **Route 1** is gebaseerd op het gemiddelde aantal slachtoffers per jaar in een referentiepark, waarbij vervolgens een correctie wordt uitgevoerd voor eigenschappen van het park Rijnveld Oost. Er wordt in deze methode geen relatie gelegd met de configuratie van een windpark op zee, terwijl deze wezenlijk verschilt van de configuratie van het referentiepark (Oosterbierum), dat zich op land bevindt.
- Bij **route 2** worden wel parameters gebruikt die rekening houden met andere eigenschappen van Rijnveld Oost ten opzichte van het referentiepark. Voor deze parameters kunnen onderbouwde aannames gedaan worden. Route 2 is een empirisch model dat uitgaat van de kans op een aanvaring met een windturbine per vliegbeweging

door het windpark. Ook hier worden getallen gebruikt uit referentieparken. Voor het referentiepark is het bij deze route nodig te weten welke fractie van de vogels een aanvaring hebben met een turbine. Invoerparameters zijn bij deze route het aantal vogelpassages, de mate waarin zij het park mijden, het deel dat passeert op turbinehoogte en het deel dat door het rotoroppervlak vliegt. Ten opzichte van het referentiepark zijn verschillen in rotorgrootte en aantal turbines van belang.

- **Route 3** is het model dat door W. Band is ontwikkeld⁵ (Band *et al*, 2007) en berekent, op basis van theoretische aannames, de kans dat een vogel door een turbine wordt geraakt. Deze kans wordt vooral bepaald door de vliegsnelheid van de vogel en de grootte en draaisnelheid van de rotor. Ook andere factoren spelen een rol, maar in veel mindere mate (Chamberlain *et al*, 2005). Om het aantal slachtoffers te berekenen zijn gegevens of schattingen nodig van: de flux, de vermijding van het park als geheel en van de individuele turbines, de fractie die op turbinehoogte vliegt en het aantal turbines dat vogels op een passage door het windpark tegenkomen.

Keuze gebruik modellen ('routes')

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

Voor berekeningen met Route 3 is onder andere kennis nodig over de mate waarin vogels de rotorbladen van de turbines ontwijken ('micro-avoidance'). Het berekeningsmodel blijkt, ook uit berekeningen uitgevoerd in het kader van deze Passende Beoordeling, zeer gevoelig te zijn voor verschillen in de micro-avoidance. Er zijn echter geen (goed gedocumenteerde) gegevens bekend over micro-avoidance door vogels in (offshore) windparken. Omdat berekeningen met behulp van Route 3 hierdoor onnauwkeurig en slecht te onderbouwen zijn, worden de resultaten hiervan in deze PB niet gebruikt voor toetsing van aanvaringskansen van vogels met turbines. Voor de trekvogels zijn de resultaten wel gepresenteerd in Bijlage VII.

In deze Passende Beoordeling zijn berekeningen daarom conform Route 2 uitgevoerd. Bijlage V geeft een kort overzicht van deze route met de gebruikte rekenformules en definities van de in het model gebruikte parameters.

⁵ zie www.snh.org.uk/strategy/renewable/COLLIS.XLS

Worst-case scenario

Zowel voor Route 2 als voor Route 3 moet een groot aantal parameters per soort geschat worden. Hierbij zijn steeds, uitgaande van het door de overheid gevraagde ‘‘worst-case scenario’’, reële, maar conservatieve waarden gekozen. Dit leidt uiteindelijk tot een ‘veilige’ overschatting voor uitkomsten van de berekeningen. De vogelsoortgerelateerde parameters zijn terug te vinden in Bijlage V, gegevens over het park en de turbines staan in Bijlage I.

Wanneer dit reële, worst-case scenario nog steeds leidt tot een potentieel significante additionele sterfte van een populatie van een soort, wordt de situatie voor de betreffende soort nader beschreven. Voor de gebruikte – geschatte – parameters wordt onderzocht of de schattingen reëel zijn, dan wel beter onderbouwd kunnen worden.

Additionele sterfte

De berekende sterfte onder vogels van een populatie als gevolg van aanvaringen met turbines van een windpark wordt vergeleken met de bestaande sterfte (‘natuurlijke mortaliteit’) van die vogelsoort (Bijlage II). Wanneer de additionele sterfte door een windpark kleiner of gelijk is aan 1% van de natuurlijke mortaliteit van de onderzochte soort, kan verwacht worden dat dit geen invloed heeft op de instandhoudingsdoelstellingen van de Natura 2000-gebieden en wordt het effect van een windpark als verwaarloosbaar ofwel ‘niet significant’ geclassificeerd.

6.3.2 FLUX KOLONIEVOGELS

Onder de flux van kolonievogels wordt verstaan de kans dat een vogel uit een broedkolonie door het plangebied van het windpark vliegt. Bij de berekening van deze flux wordt zijn de volgende aannames als uitgangspunt genomen:

- Het aantal vliegbewegingen dat een individu jaarlijks door het park maakt.
Dit is een afgeleide van het aantal foerageervluchten per jaar en de kans dat tijdens een foerageervlucht door het park wordt gevlogen. Deze kans wordt berekend door het oppervlak van het park + het achterliggende gebied tot aan de gemiddelde maximale foerageer afstand te delen door het totale oppervlak van het foerageergebied. Hierbij wordt er van uitgegaan dat alle vogels op zee foerageren, waarbij de vogels homogeen over het totale foerageeroppervlak verdeeld zijn.
Hierbij spelen de volgende aannames een rol:
 1. Van elk broedpaar kunnen beide vogels foerageren, of zal een van de vogels foerageren, terwijl de andere op het nest zit. Dit is afhankelijk van de fase waarin het legsel zich bevindt.
 2. De uiterste afstand die wordt gevlogen verschilt per soort.
 3. Het foerageergebied is alleen op de Noordzee gelegen en is, afhankelijk van de kolonie een halve cirkel (langs de Zuid-Hollandse kust) tot een driekwart cirkel (langs de Noord-Hollandse kust of de Waddeneilanden). Foerageergebieden buiten de zee (Waddenzee, eilanden, binnenland) worden buiten beschouwing gelaten.

4. Het aantal foeragerende vogels is homogeen verdeeld over het foerageergebied (dit leidt tot een afname van het aantal vliegende vogels vanaf de kust)⁶.
5. De flux door het plangebied is afgeleid van het aantal vogels dat hun foerageergebied in en achter het plangebied voor het windpark heeft liggen.
6. De foerageerfrequentie wordt bepaald door de afstand tussen het plangebied voor het windpark en de broedkolonie.

ad. 3 Voor de kolonie van Kleine mantelmeeuwen op Moerdijk (minimaal 2000 vogels) wordt aangenomen dat alle vogels in het binnenland foerageren (Bujs, 2007). Er zijn geen aanwijzingen dat deze vogels op zee foerageren. Aangezien deze kolonie slechts enkele tientallen kilometers ten oosten van de kolonie van het Krammer-Volkerak ligt wordt voor de kolonie van het Krammer-Volkerak aangenomen dat eveneens het merendeel (75%) van de vogels in het binnenland en/of de delta foerageert en slechts 25% op zee. Voor de kolonie van het Veerse Meer wordt aangenomen dat 50% van de vogels in de delta en/of het binnenland foerageert. Voor de kolonies van Duinen en Lage Land Texel en van Zwanenwater & Pettemerduinen is aangenomen dat 95% op zee foerageert.

ad. 4 Uit onderzoek van Camphuysen (1994) is bekend dat de dichtheid aan Kleine mantelmeeuwen op zee logaritmisch afneemt met de afstand tot de kust. Dit wordt veroorzaakt doordat dichtbij de kolonie relatief veel vogels terugkeren van foerageervluchten op zee en is dus niet in tegenspraak met de hier veronderstelde, homogene, verdeling van foeragerende Kleine mantelmeeuwen.

6.3.3 TREKVOGELS

In Hoofdstuk 4, de afbakening, is een aantal vogelsoorten geselecteerd waarvan te verwachten is dat deze tussen Nederland en het Verenigd Koninkrijk migreren van broedgebied naar rui- en/of overwinteringsgebied en *vice versa*. Deze soorten kunnen het windpark tegenkomen tijdens hun vluchten.

Voor migrerende vogels is de uitwerking van de effecten per Natura 2000-gebied voor afzonderlijke soorten praktisch niet uitvoerbaar omdat de vliegroutes van vogels per soort in de meeste gevallen intrinsiek onvoorspelbaar zijn. Hooguit kan globaal aangegeven worden in welke richting de vogels vliegen. Daarom is gekozen voor een benadering waarbij de gecumuleerde effecten (alle soorten van alle gebieden samen) beoordeeld worden.

Maximum effect scenario: eerste selectie

Voor de vogels die op basis van de eerste (soorten)selectie in relevante aantallen door de zuidelijke Noordzee vliegen (zie Hoofdstuk 4), is een eerste selectie gemaakt van mogelijke effecten door middel van een 'maximum effect scenario'. Dit scenario houdt in dat van alle geselecteerde soorten:

- de gezamenlijke Nederlandse en Britse populaties in Natura 2000-gebieden
- tweemaal per jaar (voor- en najaarstrek)
- op turbinehoogte (dus zonder 'verticale uitwijking')
- zonder horizontale uitwijking

door een fictief windpark met een totale capaciteit van 450 MW vliegt. Dit scenario is separaat toegepast op zowel het aantal niet-broedvogels (hier: trekvogels) als het aantal broedvogels,

⁶ Lokaal hogere dichtheden worden in praktijk vooral veroorzaakt door de aanwezigheid van vissersschepen. De aanwezigheid van vissersschepen is echter sterk variabel, waardoor over een periode van meerdere jaren toch sprake is van een homogene verdeling.

zoals deze genoemd zijn in de doelstellingen voor behoud van de Natura 2000-gebieden⁷. Voor wat betreft de turbines is uitgegaan van de meest ongunstige situatie uit de verschillende initiatieven op de Noordzee:

- turbines van 3 MW, dus 150 turbines in 450 MW park
- een ashoogte van 70 meter
- een turbinediameter van 90 meter
- een onderlinge afstand van 450 meter.

De berekeningen zijn uitgevoerd conform Route 2.

Indien dit 'maximum effect scenario' leidt tot een additionele sterfte van minder dan 1% van de bestaande sterfte in de populaties, staat redelijkerwijs vast dat in de reële voorgenomen situaties (kleinere parken, kleinere flux, wel uitwijking) ook geen additionele sterfte van meer dan 1% plaats zal vinden.

Indien toepassing van het 'maximum effect scenario' resulteert in een schatting van meer dan 1% additionele sterfte voor populaties van broed-, trek- en zeevogelsoorten, is op deze soorten vervolgens het eerder genoemde 'worst-case scenario' toegepast (paragraaf 6.3.1).

Fluxberekening

Voor Route 2 is het nodig de flux (aantal vliegbewegingen door het park) voor iedere soort te bepalen. Hieronder wordt kort toegelicht hoe de flux is berekend voor de trekvogels, die over de zuidelijke Noordzee vliegen.

Bij de berekening van de flux zijn per soort een aantal factoren in beschouwing genomen.

- 1 De fractie van de populatie die van oost naar west (en *vice versa*) over de zuidelijke Noordzee vliegt. Deze fractie is per soort geschat op basis van een combinatie van de volgende gegevensbronnen:
 - a terugmeldingen van geringde vogels (Speek & Speek 1974; Wernham *et al*, 2002);
 - b het maximale aantal vogels in Nederland en/of Groot Brittannië ten opzichte van de gehele populatie en
 - c een combinatie van literatuur en *expert judgement* over dispersie en migratieroutes.
- 2 Een windparklocatie-gebonden correctiefactor op bovenstaande fractie, rekening houdend met vertreklocatie (verspreid langs de hele kust, of geconcentreerd vanuit één deelgebied).
- 3 De fractie van de vogels die door het gebied van het windpark vliegt. Deze fractie is benaderd door de maximale noord-zuid lengte van het wind park te delen op de maximale noord-zuid lengte van de Nederlandse kust.
- 4 De vlieghoogte: welk aandeel van de vogels vliegt op windturbinehoogte?
- 5 Horizontale uitwijking: welk aandeel van de vogels vliegt niet door het park maar om het park heen?

De waarden en een korte toelichting voor deze factoren zijn per soort opgenomen in Bijlage VII.

⁷ Soortgegevens zijn onttrokken uit Appendix C van Prins *et al* (2008); instandhoudingsdoelstellingen Britse gebieden komen van Joint Nature Conservation Committee (JNCC), instandhoudingsdoelstellingen Nederlandse gebieden komen van het Ministerie van LNV (www.minlnv.nl)

6.3.4 EFFECTBEOORDELING

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

Voor kolonievogels worden effecten berekend gedurende de broedperiode. Deze soorten kunnen mogelijk echter ook effecten ondervinden door trek. In dat geval zijn ze ook als trekvogel in deze PB meegenomen.

6.4 HABITATVERLIES KOLONIEVOGELS

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

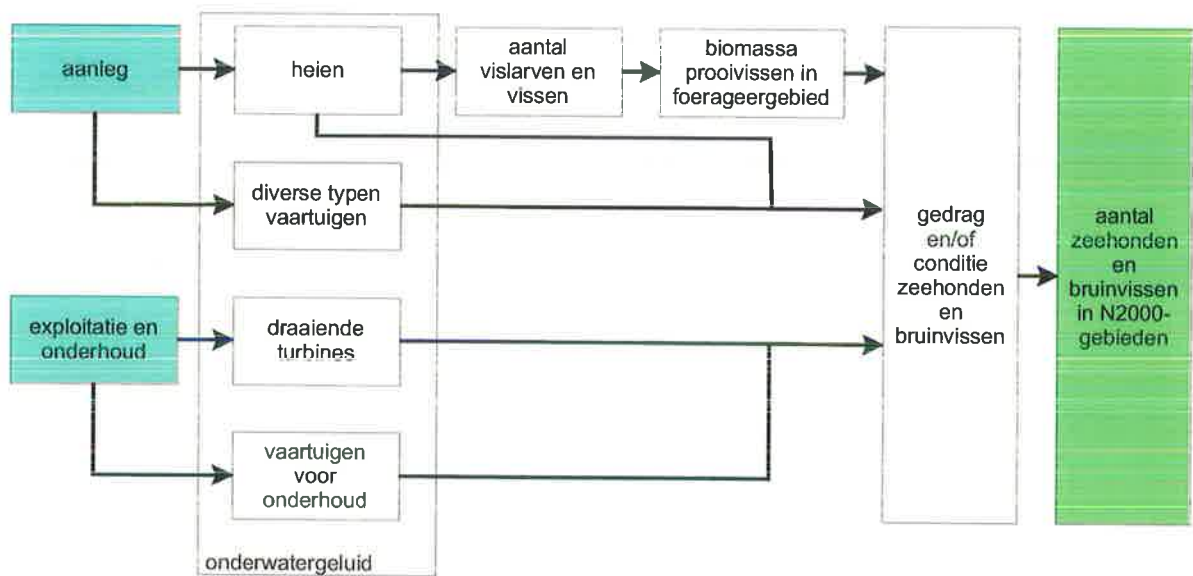
Voor het verlies van foerageerhabitat wordt een grens aangehouden van 1% oppervlakteverlies, waarbij mogelijk sprake is van een wezenlijk verlies van foerageerhabitat, dat kan leiden tot significante effecten op de populatie in de Natura 2000 kolonie. Een dergelijk effect dient dan door te werken op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

6.5 ZEEZOOGDIEREN

6.5.1 RELATIES TUSSEN ACTIVITEITEN EN EFFECTEN OP ZEEZOOGDIEREN

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

De relaties tussen de aanleg, de exploitatie en het onderhoud van het windpark en effecten op zeehonden en Bruinvissen, waarvan op voorhand niet kan worden uitgesloten dat ze zullen doorwerken naar instandhoudingsdoelen van Natura 2000-gebieden, zijn weergegeven in Figuur 13 (zie ook Hoofdstuk 4: Afbakening effecten, soorten en gebieden).



Figuur 13: relaties tussen aanleg, exploitatie en onderhoud van het windpark en zeezoogdieren met een instandhoudingsdoel

Zoals uit het schema van Figuur 13 is op te maken, zijn alle te verwachten tijdelijke (door aanleg) dan wel semi-permanente effecten (door exploitatie en onderhoud) een direct of indirect gevolg van het onderwatergeluid dat door de verschillende activiteiten wordt gegenereerd. De aard en het niveau van het onderwatergeluid verschilt per activiteit en is variabel binnen de activiteiten. Hierna volgt achtereenvolgens een algemene beschrijving van de (mogelijke) invloed van onderwatergeluid op zeehonden en Bruinvissen (par. 6.5.2), gevolgd door een bespreking van de tijdelijke effecten van heien en de diverse typen vaartuigen tijdens de aanleg (par. 6.5.3 en 6.5.4) en de semi-permanente effecten van draaiende windturbines en onderhoudsvaartuigen tijdens de exploitatiefase (par. 6.5.5 en 6.5.6). Op de eventuele (tijdelijke) effecten tijdens de ontmantelingsfase wordt niet nader ingegaan, omdat daarover nog geen gegevens vanuit de praktijk voorhanden zijn. Algemeen wordt echter aangenomen dat deze fase tot dezelfde typen

verstoring als tijdens de aanlegfase leidt, met uitzondering van de effecten van heien (zie ook par. 4.1).

6.5.2 BEÏNVLOEDING VAN ZEEZOOGDIEREN DOOR ONDERWATERGELUID

De effecten van onderwatergeluid kunnen naar gelang het geluidsdrukniveau en de frequentie in verschillende invloedzones worden ingedeeld (naar Richardson *et al*, 1995; Kastelein *et al*, 2008). De indeling van de zones is voor alle dieren hetzelfde, maar de ligging van de grenzen verschilt van soort tot soort, en van situatie tot situatie:

- *Hoorbaarheidszone* – alle geluiden die hoorbaar zijn voor organismen. Hierbij spelen de gevoeligheid van het gehoorapparaat en achtergrondgeluiden een rol. Tot de hoorbaarheidszone behoren ook geluiden die de dieren wel kunnen horen, maar waar ze verder niet op reageren.
- *Reactiezone* – tot deze zone behoren de geluiden waarop dieren een reactie vertonen in gedrag of fysiologie. Deze zone is variabel, omdat de akoestische eigenschappen van het milieu ter plaatse en het al dan niet aanwezig zijn van achtergrondgeluid een grote rol spelen. Op een plek waar veel achtergrondgeluid is door scheepvaart of andere bronnen kan de reactie van dieren heel anders zijn dan op een locatie waar alleen natuurlijke geluidsbronnen aanwezig zijn. Reacties kunnen heel gering zijn en bestaan uit een kleine afwijking van het natuurlijke gedrag (distraction) of (nieuwsgierige) dieren kunnen juist worden aangetrokken door het geluid. De sterkste reactie is het mijden van de bron door weg te zwemmen. Ook de '(severe) discomfort' zone waarover later in deze tekst wordt gesproken, ligt in dit gebied.
- *Maskeringszone* – dit is het gebied waar geluiden interfereren met de geluiden die dieren produceren of die hun prooi produceert. Als het niet-natuurlijke geluid een vergelijkbaar frequentiebereik en een vergelijkbare geluidssterkte heeft als de door de dieren of hun prooi geproduceerde echolocatiegeluiden, is er sprake van maskering. Dit hindert dieren die hun prooi opsporen met echolocatie. In het geval van de aanleg en aanwezigheid van windparken speelt maskering geen rol aangezien de frequentie van het geproduceerde geluid (zwaartepunt onder 1 kHz) ver onder dat van de echolocatie geluiden ligt (tientallen kHz en hoger, zie Figuur 14).
- *Zone van gehoorschade* – dit zijn de geluiden waarvan de sterkte zo groot is dat er tijdelijke ('temporary threshold shift') of permanente ('permanent threshold shift') schade aan de gehoor- of andere organen van zeedieren optreedt. Voor gehoorschade is vooral het 'breedband' geluidsniveau van belang;
- *Zones van andere fysieke of fysiologische schade en dood* – dit zijn geluiden die zo sterk zijn dat onherstelbare schade aan andere, niet tot het gehoor behorende, organen optreedt en/of functies worden verstoord of die tot de dood kunnen leiden.

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 *et al*, 2006):

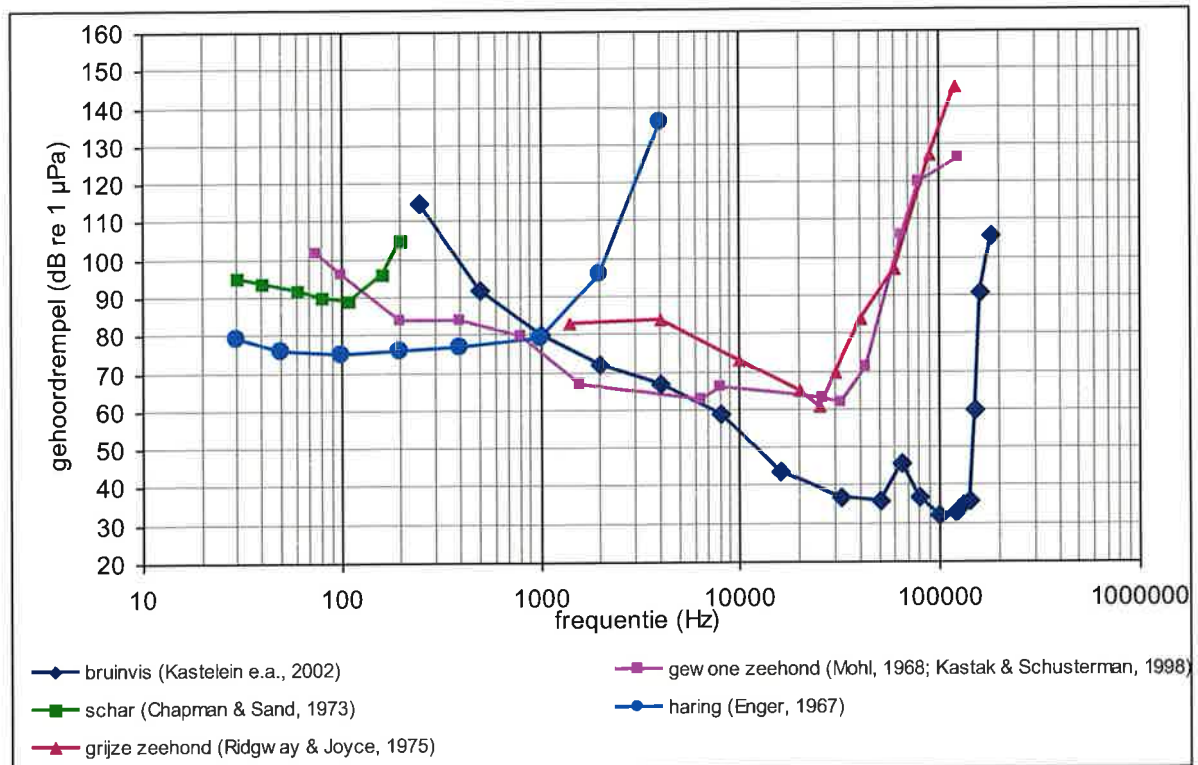
- Het zijlijnsysteem, waarmee dichtbij de geluidsbron laag frequente geluiden (als langzame waterstromen langs het lichaam) worden gedetecteerd. In relatie tot het geluid

van windturbines is deze vorm van 'horen' echter niet belangrijk; het akoestische veld kan namelijk alleen maar zeer dicht bij de geluidsbron worden waargenomen.

- Het binnenoor (met de zogenaamde gehoorsteentjes), dat in essentie op beweging reageert. Een vis neemt geluiden waar via het lichaam, dat beweegt door kleine veranderingen in de geluidsdruk en/of via drukveranderingen in de zwemblaas die al dan niet via speciale structuren worden doorgegeven aan het gehoororgaan.

Bij vissen wordt onderscheid gemaakt in *gehoorspecialisten*, waartoe soorten behoren met een relatief lage gehoordrempel en hoge gevoeligheid voor geluid, en *gehoorgeneralisten*: soorten die geen zwemblaas hebben of waarbij speciale structuren voor een efficiënte geluidsoverdracht ontbreken. De meeste platvissen, waaronder de Schar (*Limanda limanda*), zijn gehoorgeneralisten terwijl Haring (*Clupea harengus*) een vertegenwoordiger van de gehoorspecialisten is.

In Figuur 14 is voor de drie relevante soorten zeezoogdieren én voor een tweetal representatieve vissoorten de gehoordrempel voor combinaties van frequentie en geluidsdruk niveau weergegeven (audiogram). De figuur laat zien dat voor zeezoogdieren de grootste gevoeligheid in het gebied met de hogere frequenties ligt: Gewone zeehonden horen het best bij frequenties tussen ca. 1.000 en 30.000 Hz en Bruinvissen, die in hun optimale hoorbaarheidsgebied gevoeliger dan zeehonden zijn, tussen ca. 10.000 en 150.000 Hz. Vissen horen het best bij veel lagere frequenties die liggen tussen ca. 50 en 1.000 Hz. In dit deel van het geluid(sdruk)spectrum zijn sommige vissoorten, zoals Haring en Kabeljauw gevoeliger dan het in dit deel van het geluid(sdruk)spectrum gevoeligste zeezoogdier, de Gewone zeehond.



Figuur 14: audiogrammen voor Bruinvis, Gewone zeehond, Grijze zeehond en twee maatgevende vissoorten (een gehoorspecialist en een gehoorgeneralist)

6.5.3 TIJDELIJKE EFFECTEN VAN AANLEG – HEIEN VAN MONOPAALFUNDERINGEN

Uit metingen rond diverse heilocaties blijkt dat het heien van de monopaaalfunderingen tot zeer hoge geluidsniveaus onder water leidt. Het meest intensieve meetprogramma is uitgevoerd bij de aanleg van het windpark Q7/Prinses Amalia (De Jong & Ainslie, 2008a), een park dat voor onderwatergeluid wat betreft gemiddelde waterdiepte en bodemsamenstelling goed is te vergelijken met de andere, op het NCP geplande windparken. Bij de hier gebruikte funderingen bedroeg de paaldiameter 4 m en werd geheid met een maximale energie van 800 kJ. De wijze waarop de metingen waren ingericht lieten het niet toe maximale bronniveaus te bepalen. Op 1 kilometer afstand bedroeg het breedband geluidsenergieniveau (SEL) echter nog 172 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (De Jong & Ainslie, 2008b). Op basis van de Jong & Ainslie (2008b) is door Ainslie (pers. meded.) op grond van een worst-case schatting afgeleid dat het bijbehorende bronniveau maximaal 224 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{m}^2$ bedraagt.

Effecten op zeezoogdieren

Het door de heiwerkzaamheden veroorzaakte geluid is tot op grote afstanden van de heiplaats waarneembaar (door 'horende' dieren). Er zijn twee studies waarin specifiek onderzoek is gedaan naar de invloed van de aanleg van windparken op zee op zeezoogdieren. Het betreft onderzoek naar de invloed op gedrag van Bruinvissen tijdens de constructiefase in en in de nabijheid van het Horns Rev windturbinepark (Tougaard *et al*, 2003) en onderzoek naar de invloed van de

aanleg van het windturbinepark Nysted op Bruinvissen (Henriksen *et al*, 2003) en zeehonden (Edrén *et al*, 2004)⁸.

Uit de studie naar het gedrag van Bruinvissen tijdens de aanleg van het Horns Rev windturbinepark is gebleken dat er twee typen effect optreden (Tougaard *et al*, 2003): een duidelijk waarneembaar en relatief kortdurend effect tijdens het heien van de monopalen, 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. Drie tot vier uur na het staken van de hei-activiteiten was er geen verschil meer te zien tussen de activiteit rond de bouwlocaties en daarbuiten⁹. Het effect wordt geweten aan het heien en niet aan het voorafgaand aan het heien verspreiden van verjaagsignalen. In de studie zijn geen uitspraken gedaan over de in het geding zijnde verstoringsafstanden, louter als gevolg van hei-activiteiten. Ook tijdens de constructie van het Nysted windturbinepark zijn metingen verricht aan de akoestische activiteit van Bruinvissen (Henriksen e.a., 2003): in de directe omgeving van de bouwlocaties was de activiteit beduidend minder dan op de referentielocaties, die ongeveer 10 km van de bouwlocaties lagen. De gehanteerde onderzoeksmethode liet het niet toe uitspraken te doen over verstoringsafstanden.

Ook in de studie naar het gedrag van **zeehonden** blijkt een duidelijk onderscheid tussen algemene constructiewerkzaamheden en het daadwerkelijk heien van de monopalen (Edrén *et al*, 2004). Tijdens de constructie van het Nysted windturbinepark in Denemarken is 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. Tijdens hei-werkzaamheden op een plek ongeveer 10 km verwijderd van de rustplek werd in de betreffende studie (Edrén *et al.*, 2004) echter wel een significante afname van de aantallen zeehonden op de rustplek vastgesteld. In hoeverre de afname te wijten valt aan de hei-activiteiten zelf dan wel aan de daarmee gepaard gaande afschrikgeluiden bleek niet vast te stellen. In hetzelfde onderzoek werd de rol van extra scheepvaartbewegingen in het gebied uitgesloten als een belangrijke verklarende factor voor de geconstateerde afname.

De resultaten van de hiervoor genoemde studies laten het niet toe kwantitatieve uitspraken te doen over effecten op zeezoogdieren als gevolg van de met de aanleg van windturbineparken op zee gepaard gaande toename van het onderwatergeluid. De aard en omvang van de effecten op Bruinvissen en zeehonden (waarbij is verondersteld dat Gewone en Grijze zeehonden vergelijkbare reacties vertonen) zijn daarom ingeschat aan de hand van theoretische relaties tussen de rond het windturbinepark Q7/Prinses Amalia gemeten geluidsniveaus en effecten, zoals gerapporteerd door Kastelein *et al* (2008) en De Jong & Ainslie (2008b). In Tabel 13 zijn de verschillende effectafstanden, zoals deze door genoemde auteurs zijn bepaald samengevat.

⁸ De windturbines in Nysted hebben een 'gravity based' fundering. De tijdens de aanleg verrichte heiwerkzaamheden voor het slaan van een damwand zijn waarschijnlijk maatgevend geweest voor de effecten op de zeehonden.

⁹ Hierbij dient te worden opgemerkt dat het met de in dit onderzoek gebruikte methodiek niet mogelijk is kleine, maar ecologisch wel relevante verschillen te detecteren. Daarvoor is de 'power' te laag: met 80% zekerheid kan een verschil van 20% worden gedetecteerd.

Tabel 13: overzicht van geschatte effecten van het heien van monopaal funderingen op Bruinvissen en zeehonden (afgeleid van metingen in windturbinepark Q7/Prinses Amalia); TTS = Temporary Threshold Shift (tijdelijke doofheid)

Soort	type effect	afstand tot bron (km) ¹	bron
Bruinvis	reactiegrens ('avoidance')	12	Kastelein <i>et al</i> , 2008
	grens voor 'discomfort'	> 5,6	De Jong & Ainslie, 2008b
	grens voor 'severe discomfort'	1,5	De Jong & Ainslie, 2008b
	grens voor TTS ²	0,5	Kastelein <i>et al</i> , 2008
	grens voor TTS	0,5	De Jong & Ainslie, 2008b
Zeehonden	reactiegrens ('avoidance')	80	Kastelein <i>et al</i> , 2008
	grens voor TTS	4	Kastelein <i>et al</i> , 2008

¹ Metingen zijn uitgevoerd op afstanden tussen 0,5 en 5,6 kilometer van de geluidsbron; dit betekent dat in de tabel gegeven waarden buiten deze range op extrapolatie van de (bewerkte) meetgegevens zijn gebaseerd.

² Dit is een inschatting; de blootstellingsduur om een TTS reactie te veroorzaken is in dit geval onbekend.

Effecten op vissen

In verschillende studies worden de effecten van de aanlegfase van windturbineparken en met name de effecten van heien op vissen beschreven. In een studie naar heien in Zuid-Californië werden effecten op vissen in een experimentele opstelling onderzocht door vissen op verschillende afstanden bloot te stellen aan het door de heii-activiteiten veroorzaakte geluid (Caltrans, 2004 in: Hastings & Popper, 2005). Op afstanden tot 12 m van de bron resulteerde dat in de onmiddellijke dood van de vissen. Tot op 1 km afstand werden vissen aangetroffen met dusdanige verwondingen dat ze daaraan op korte termijn zouden doodgaan.

In een andere (laboratorium)studie trad na een langdurige blootstelling van Kabeljauwen aan geluidsdrumniveaus van 180 dB re 1 μ Pa bij frequenties tussen 150 en 250 Hz gehoorschade op (Enger, 1981 in: Hastings *et al*, 1996). Uitgaande van een vermijdingsniveau van 90 dB re 1 μ Pa is in een samenvattende studie van Greenpeace (2005) voor de kabeljauw een vermijdingafstand van 5.500 m vanaf de geluidsbron gegeven, gebaseerd op onderliggend onderzoek van Yelverton e.a. (1972). Kastelein *et al*. (2008) komen op basis van de metingen tijdens de aanleg van het windturbinepark Prinses Amalia op nog wat grotere afstanden uit (max. gemeten breedband geluidsniveau van 172 dB re 1 μ Pa²s op 1 kilometer):

- Vissen die zich tijdens de start van het heien binnen een straal van 150 m van de heiplaats bevinden kunnen verwondingen oplopen;
- Tijdelijke doofheid (TTS) kan optreden tot op 6 km van de geluidsbron;
- Vissen zullen schrikreacties vertonen tot op afstanden van tientallen kilometers van de heiplaats. Of dit ook tot het mijden van het gebied zal leiden, is niet bekend.

Op grond van de hiervoor genoemde waarden wordt, gebaseerd op het onderzoek in het Q7/Prinses Amalia windturbinepark, voor vissen tijdens de gehele aanlegfase een fysieke schadelijkheidszone en zone van tijdelijke doofheid (TTS) aangehouden van respectievelijk 0,15 en 6 km rondom een turbine.

De schadelijkheidszone en de TTS-zone omvatten respectievelijk << 0,01% en 0,2% van het totale leefgebied voor de in het zuidelijk deel van het NCP voorkomende vissen. Dit betekent dat er tijdens de bouwfase alleen sprake is van substantiële effecten op vissoorten, en daarmee op

predatoren als zeehonden en Bruinvissen als gevolg van verstoring door geluid als het studiegebied van relatief groot belang zou zijn. Aangezien de visrijkdom in en rond het studiegebied gemiddeld is (Lindeboom *et al*, 2005) en het verspreidingsgebied van de er voorkomende vissoorten (minimaal) de hele Noordzee bestrijkt (zie bijvoorbeeld Asjes *et al*, 2004) kunnen effecten op populatieniveau echter worden uitgesloten. Daarnaast treden de effecten in de bouwfase (van ongeveer 6 maanden) maximaal gedurende 2x3 uur in 3 dagen op (= ca. 8% van de tijd).

6.5.4 TIJDELIJKE EFFECTEN VAN AANLEG – ONDERWATERGELUID A.G.V. VAARTUIGEN

Naast het door de heiwerkzaamheden veroorzaakte geluid produceren bij de werkzaamheden betrokken schepen ook geluid. Het is onbekend hoeveel geluid deze schepen exact produceren en bij welke frequenties. Op basis van Richardson *et al*. (1995, tabel 6.9) kan worden aangenomen dat het bronniveau voor de gebruikte schepen in het frequentiebereik 45 – 890 Hz tussen 140 en 185 dB re $1 \mu\text{Pa}^2\text{m}^2$ zal liggen. Moderne (grotere) koopvaardij schepen maken wat meer geluid: Arveson en Vendittis (2000) maten een maximaal bronniveau van ongeveer 186 dB re $1 \mu\text{Pa}^2\text{m}^2$ bij (tertsband)frequenties tussen 50 en 100 Hz en een breedbandniveau van 184 en 190 dB bij snelheden van respectievelijk 12 en 14 knopen. Uit een overzicht van Verboom (zie Bijlage VIII) blijkt dat het breedband bronniveau voor schepen van ca. 100 m lang bij een snelheid tussen 13 en 16 knopen 182 tot 195 dB re $1 \mu\text{Pa}^2\text{m}^2$ kan bedragen. Uitgaande van deze, maximale waarden is berekend dat zeehonden en Bruinvissen hier tot op afstanden van respectievelijk 1,7 tot 4,8 km en 0,8 en 2,8 km kunnen reageren (zie Bijlage VIII). Deze afstanden zijn veel geringer dan de reactieafstanden van 80 km en 12 km voor respectievelijk zeehonden en Bruinvissen als gevolg van heien. Er kan daarom van worden uitgegaan dat voor het inschatten van effecten van de geluidstoename als gevolg van de aanlegwerkzaamheden het geluid als gevolg van de heiwerkzaamheden voor het in de zeebodem verankeren van de funderingen maatgevend is.

6.5.5 SEMI-PERMANENTE EFFECTEN VAN EXPLOITATIE – DRAAIENDE WINDTURBINES

Onderwatergeluid door draaiende windturbines

Draaiende windturbines veroorzaken een toename in het onderwatergeluid, wat mogelijk tot effecten op vissen en zeezoogdieren kan leiden. Het inzicht in de mogelijke omvang van dit effect neemt snel toe naarmate meer ervaring met windturbineparken in het mariene milieu wordt opgedaan (met de daarbij behorende monitoringprogramma's). De beschikbare metingen van het door het gebruik van windturbines veroorzaakte geluid onder water hebben overwegend betrekking op windturbines met een relatief gering vermogen (< 2,3 MW). Het betreft metingen aan offshore windparken in de relatief ondiepe Deense en Zweedse wateren (Lindell, 2003; ISD, 2007). Uit de resultaten van diverse uitgevoerde geluidsmetingen is af te leiden dat door draaiende offshore windturbines de geluidsdruk onder water overwegend in de lagere frequenties tot ongeveer 800 Hz toeneemt (Degn, 2000; Lindell, 2003; ISD, 2007). Bij hogere frequenties is het achtergrondgeluid bepalend voor het totale geluidsdruk niveau. De door de draaiende turbines veroorzaakte laagfrequente trillingen hangen samen met de passage van de rotorbladen langs de mast, de onbalans van de rotor en de eigen trilling van de mast en golven die tegen de mast slaan. Er worden in de mast ook geluiden met hogere frequenties geproduceerd, maar die

dringen slechts gedeeltelijk door onder het wateroppervlak en doven vervolgens relatief snel uit als gevolg van absorptie en verstrooiing (o.a. Richardson *et al*, 1995). Van alle mogelijke vormen van geluidsoverdracht zijn het vooral de in de gondel optredende trillingen die via de mast naar het water afstralen die verantwoordelijk zijn voor de toename van de geluidsdruk onder water (o.a. Lindell, 2003).

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

- Voor de bepaling van de bronsterkte is gebruik gemaakt van referentiegetallen voor windturbines van 2 en 2,3 MW op stalen monopalen (Horns Rev en Paludans Flak), zoals weergegeven in ISD (2007)¹⁰. Het is niet bekend in hoeverre draaiende windturbines met een hoger vermogen (3 MW) ook tot grotere geluidsdruk niveaus onderwater zullen leiden. Uit een vergelijking van metingen aan de trillingen in palen van 550 kW en 2 MW kan worden afgeleid dat een toename is te verwachten bij frequenties lager dan ongeveer 125 Hz (figuur 7 in Degn, 2000). Aan de andere kant is het zo dat de tandwielfrequenties in grotere turbines lager zijn, als gevolg waarvan de geluidsoverdracht minder efficiënt verloopt (Betke *et al*, 2004). Om, ondanks de hiervoor geconstateerde leemte in kennis, toch een inschatting van de effecten te kunnen maken van draaiende windturbines met hogere vermogens is hier (worst-case) aangenomen dat het onderwatergeluid door draaiende turbines van 3 MW ten opzichte van dat van gemeten waarden van 2 MW en 2,3 MW turbines evenredig toeneemt met het vermogen¹¹. Verder is aangenomen dat de geluidsspectra vergelijkbaar zijn met die van windturbines met lagere vermogens;
- De getallen voor de verspreiding van geluid zijn afkomstig van windturbines op relatief ondiep water, waar de voortplanting van het geluid in principe anders verloopt dan op dieper water (Richardson *et al*, 1995, Hoofdstuk 4). Aangezien de geproduceerde geluiden relatief lage frequenties hebben (met relatief grote golflengtes), kunnen de diepere wateren van de Noordzee waar de windturbines worden geplaatst ook nog als 'ondiep' worden gekarakteriseerd. Verwacht kan worden dat geluidsdruk niveaus in de iets diepere wateren van de Noordzee bij de allerlaagste frequenties wat hoger zullen zijn (vanwege de 'low frequency cut off' bij geringere waterdiepten).
- Geluid dat zich onder water voortplant, dooft op den duur uit. De afstand waarover geluid zich kan voortplanten hangt o.a. af van de frequentie van het geluid, de waterdiepte en de eigenschappen van de bodem. Hoe het geluid op de locatie van het windturbinepark zal uitdoven, is niet bekend. Beschikbare meetgegevens hebben betrekking op de resultaten van metingen op een enkele afstand (ISD, 2007), zijn te weinig representatief voor windparken op de Noordzee (Lindell, 2003) of geven geen goed beeld van maximale geluidsniveaus omdat de metingen bij relatief lage windsnelheden zijn uitgevoerd (Nedwell *et al*, 2007). Effecten op vissen en zeezoogdieren zijn daarom alleen gekwantificeerd voor een afstand van 100 m van maximaal belaste windturbines, omdat

¹⁰ Van het windturbinepark Nysted zijn ook meetgegevens beschikbaar, maar deze zijn voor de Noordzee minder relevant vanwege de geringe waterdiepte (6 m) en de relatief grote afstand waarop de metingen zijn verricht (175 m).

¹¹ De relatieve toename wordt berekend door het nemen van de logaritme van het verhoudingsgetal en deze te vermenigvuldigen met 10 (vanwege de logaritmische schaal van de eenheid voor geluid). De relatieve toename van een 3,0 MW t.o.v. een 2 MW turbine is dus: $10 \cdot \log(3/2) = 1,8$ dB

hiervoor betrouwbare meetgegevens beschikbaar zijn. Voor effecten dichterbij en verder weg van de turbines zijn kwalitatieve inschattingen gemaakt.

- Voor het bepalen van effecten op vissen en zeezoogdieren zijn de in ISD (2007) weergegeven gegevens van het offshore windpark Paludans Flak gebruikt. Hiervoor zijn de gemeten geluidsspectra bewerkt tot zogenaamde gewogen geluidsspectra, wat betekent dat de spectra zijn gecorrigeerd voor het gehoorfilter van Bruinvissen, zeehonden en vissen. Hierbij is uitgegaan van de in Figuur 14 weergegeven audiogrammen. Voor de '0-waarde' is uitgegaan van de gehoordrempel bij de frequentie van de hoogste gevoeligheid (i.e. voor Bruinvis 100 kHz en voor zeehond tussen 5 en 31 kHz).

In ISD (2007) worden de geluidsniveaus gegeven voor windturbines van verschillend vermogen en op verschillende locaties voor de Deense en Zweedse kust. Voor alle windparken betreft het resultaten van metingen bij verschillende windsterkten (en dus door de turbine geleverde vermogens) op een afstand van ongeveer 100 m van de turbine. In Tabel 14 zijn beschrijvingen van de meetomstandigheden en enkele kenmerken van de gemeten geluidsspectra in twee windparken opgenomen.

Tabel 14: karakteristieken van het onderwatergeluid in de bedrijfsfase van twee windparken (naar ISD, 2007)

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

De resultaten van de metingen waarin per windpark het maximale geluidsdrumniveau is waargenomen, zijn weergegeven in Figuur 15. In de figuur zijn voor een van de windparken ook de resultaten van metingen van het achtergrondgeluid zonder draaiende windturbines gegeven. In de figuur is te zien dat voor beide windparken geldt dat op 100 m afstand van de turbine de toename van het onderwatergeluid bij relatief lage frequenties plaatsvindt. De gemeten geluidsdrumniveaus liggen bovendien in dezelfde orde van grootte. Vergelijking van de

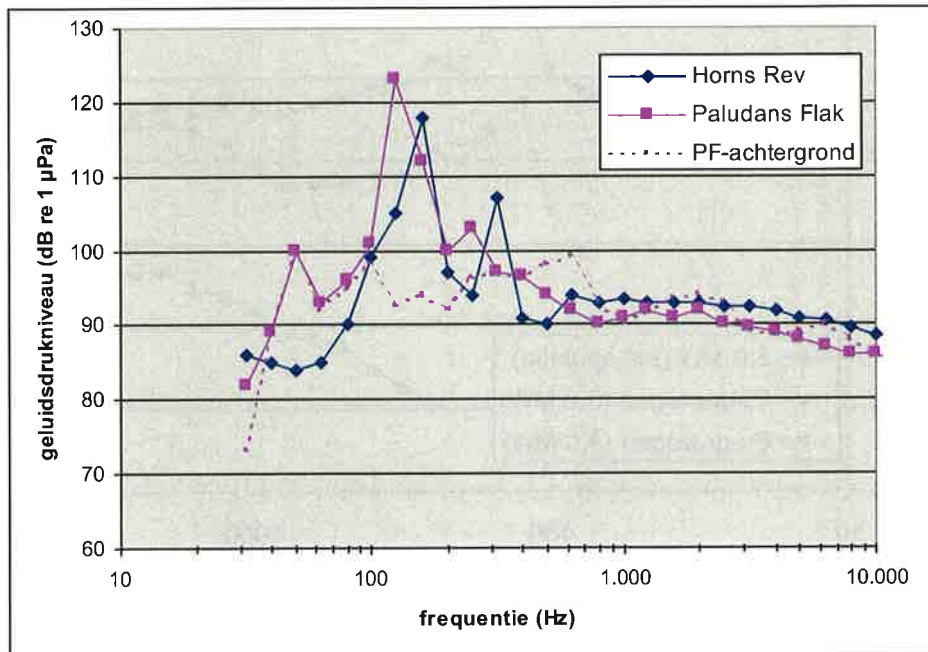
¹² Voor afstanden van 3 tot ongeveer 10 maal de gemiddelde waterdiepte vanaf de bron kan voor een zandbodem en laagfrequent geluid (boven de cut-off frequentie) met een onzekerheid van +/- 5 dB uitgegaan worden van (Marsh & Schulkin, 1962; Ainslie, pers. med.):

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

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

Deze relatie is gebruikt om het bronniveau voor de parken Paludans Flak en Horns Rev te schatten (laatste regel in Tabel 14).

geluidsdrumniveaus met en zonder draaiende windturbines laat voor Paludans Flak zien dat de draaiende windturbines alleen bijdragen aan het geluid in frequenties lager dan circa 200 Hz. Voor het windturbinepark Horns Rev is dit ca. 400 Hz (niet in de figuur weergegeven, zie ISD, 2007).

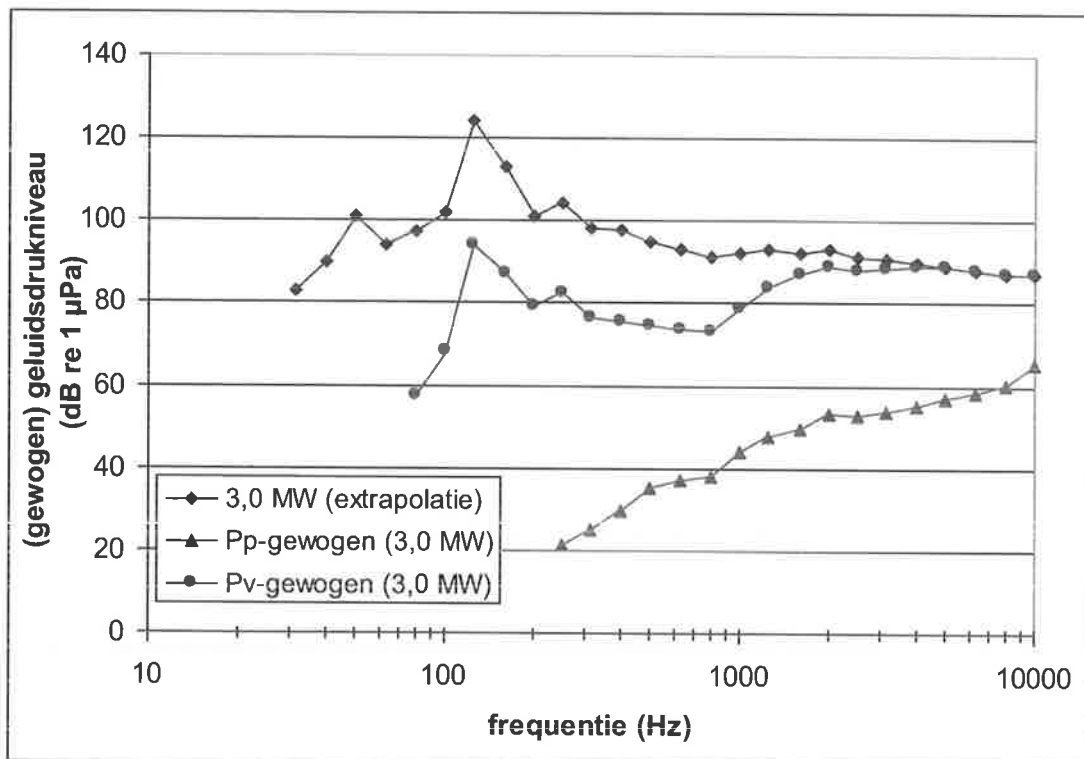


Figuur 15: in twee windparken gemeten, in tertsbanden weergegeven geluidsspectra; metingen op ca. 100 m van de windturbine (naar ISD, 2007); zie ook Tabel 14; de gestippelde curve (PF-achtergrond) geeft het spectrum in Paludans Flak weer bij een windsnelheid van minder dan 2 m/s terwijl alle windturbines zijn uitgeschakeld.

Effecten op zeezoogdieren

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

Figuur 16 geeft de op de hiervoor beschreven wijze naar turbines van 3 MW geëxtrapoleerde geluidsspectra in tertsbanden weer, uitgaande van de op 100 m van een 2,3 MW turbine uitgevoerde metingen in windturbinepark Paludans Flak. Daarnaast zijn in deze figuur de naar de audiogrammen van Bruinvis en Gewone zeehond gewogen geluidsspectra in tertsbanden voor het geluid van 3 MW turbines weergegeven. In de figuur is duidelijk te zien dat Bruinvissen in het frequentiebereik waarbinnen de geluidsdrumniveaus als gevolg van draaiende windturbines zijn verhoogd aanzienlijk minder gevoelig zijn dan zeehonden (de groene lijn ligt veel lager dan de bruine).



Figuur 16: op metingen in het windpark Paludans Flak gebaseerde ongewogen en audiogram gewogen geluidsspectra op 100 m van de windturbine; frequentie in tertsbanden; Pp = Bruinvis (*Phocoena phocoena*); Pv = Gewone zeehond (*Phoca vitulina*)

Eventuele effecten als gevolg van het door draaiende windturbines veroorzaakte onderwatergeluid op het gedrag van Bruinvissen en zeehonden zijn ingeschat door de gewogen tertsbandspectra tussen de (tertsband)frequenties van 31,5 en 10.000 Hz te sommeren en te vergelijken met door Kastelein *et al.* (2008) voorgestelde gewogen grenswaarden (Tabel 15)¹³. Zowel voor Bruinvissen als voor zeehonden ligt het niveau onder het niveau waarbij vermijdingsgedrag kan worden verwacht. Dit betekent dat Bruinvissen en zeehonden windturbines tot op een afstand van 100 m zullen naderen zonder een gedragsverandering te vertonen. Op grond van de beschikbare gegevens kan niet worden bepaald welke afstand de twee soorten minimaal tot draaiende windturbines zullen bewaren, omdat meetgegevens van 100 m niet zonder meer te extrapoleren zijn naar bronniveaus.

¹³ Omdat is gesommeerd tot 10.000 Hz wordt een aanzienlijk deel van het achtergrondgeluid meegeteld in het berekende breedband geluiddrukkniveau.

Tabel 15: geschatte, naar audiogram gewogen breedband geluidsniveaus (31,5 – 10.000 Hz) op een afstand van 100 m van een draaiende, maximaal belaste windturbine (3 MW) in vergelijking met grenswaarden voor tijdelijke gehoorbeschadiging (TTS) en mijdingsgedrag bij Bruinvis en Gewone zeehond; geluidsniveau in dB re 1 μ Pa

	Breedband gewogen geluidsniveau op 100m van een draaiende windturbine	Temporary Threshold Shift ¹	Reactiegrens ('avoidance') ¹
Bruinvis	68	135	97 ²
Gewone zeehond	100	145	105

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

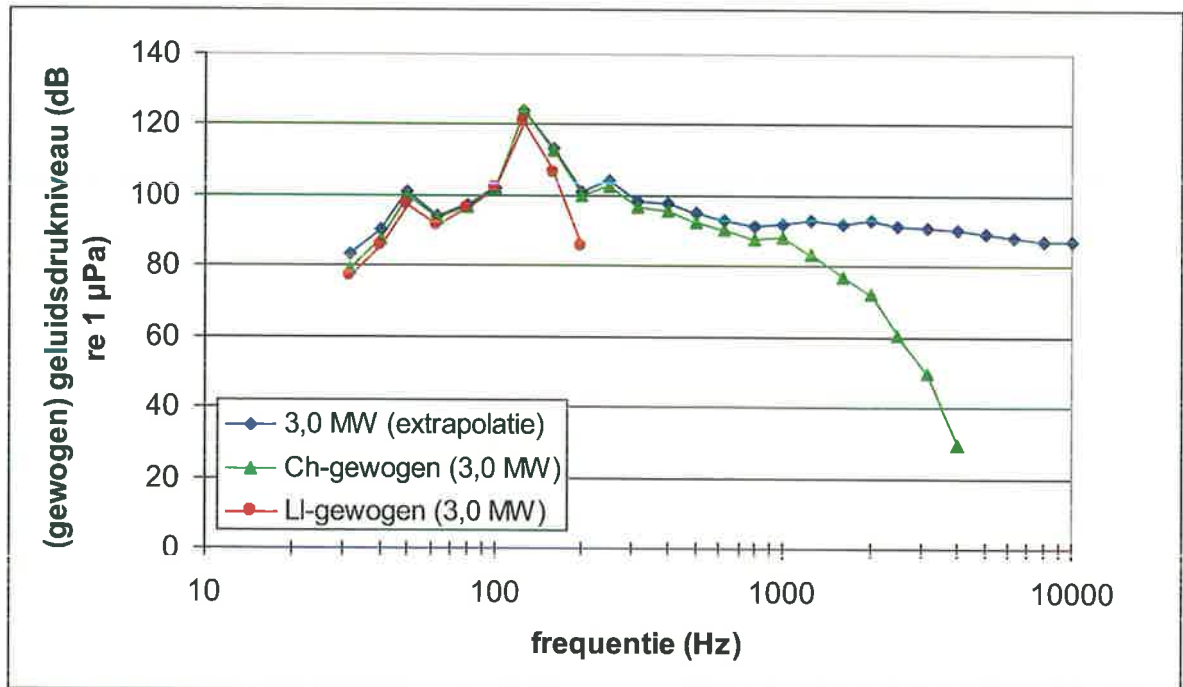
² Er is gekozen voor de laagste van de twee door Kastelein *et al.* (2008) gegeven waarden (worst-case).

Effecten op vissen (prooidieren voor zeezoogdieren)

Hoewel vissen minder gevoelig voor onderwatergeluid zijn dan zeezoogdieren, is hun gevoeligheid het grootst bij relatief lage frequenties van 30 Hz tot ongeveer 1 kHz. Dit betekent dat de meeste vissen de geluiden die door draaiende windturbines worden gegenereerd relatief goed kunnen horen. Op vergelijkbare wijze als hiervoor voor Bruinvissen en zeehonden is gedaan, is in Figuur 17 de gevoeligheid van Haring (gehoorspecialist) en schar (gehoorgeneralist) voor het geluid van draaiende, maximaal belaste windturbines (3 MW) weergegeven. Uit de figuur is af te leiden dat de maximale gevoeligheid van deze twee voorbeeldsoorten in hetzelfde frequentiebereik ligt als het van de windturbines afkomstige geluid. De soorten verschillen in het frequentiebereik van hun gehoor (haring heeft een groter bereik) en de hoogte van de gehoordrempel, die bij schar hoger is (zie audiogrammen in Figuur 14).

Voor een inschatting van het effect van draaiende windturbines op vissen is het ongewogen¹⁴ spectrum tussen de (tertsband)frequenties van 31,5 en 10.000 Hz gesommeerd en vergeleken met de door Kastelein *et al.* (2008) afgeleide waarden voor een theoretische vissoort in de Noordzee (Tabel 16). Op 100 m van een maximaal belaste turbine ligt het breedbandgeluidsniveau boven het geluidsniveau waarbij volgens Kastelein *et al.* (2008) een schrikreactie optreedt. Het ligt echter ruim onder het niveau waarbij tijdelijke doofheid optreedt (TTS). Dit betekent dat relatief goed horende vissen als de Haring het geluid van de turbine op deze afstand zeker zullen horen en het gebied mogelijk zelfs zullen mijden. Ook Thomsen *et al.* (2006) komen tot de conclusie dat gehoorgeneralisten als schar en zalm het geluid tot op 1 kilometer van de draaiende turbines kunnen horen (i.e. het komt boven de achtergrond uit) en dat dat voor kabeljauw en Haring zo'n 4-5 kilometer is. Zij geven daarbij echter aan dat dit voor de Oostzee geldt waar het achtergrond geluidsniveau waarschijnlijk een stuk lager ligt dan in de Noordzee. In de Noordzee ligt de gehoorsafstand dus mogelijk dichterbij de turbines.

¹⁴ Voor de Haring, de gevoeligste Noordzee soort waarvan gegevens beschikbaar zijn, maakt het niet uit omdat bij deze soort over de hele breedte van het windturbinegeluid het gehoor op zijn gevoeligst is. Kastelein *et al.* (2008) geven uitsluitend ongewogen geluidsniveaus.



Figuur 17: op metingen in het windturbinepark Paludans Flak gebaseerde ongewogen en audiogram gewogen geluidsdrumniveaus in tertsbanden op 100 m van de windturbine; Ch = Haring (*Clupea harengus*); LI = schar (*Limanda limanda*)

Tabel 16: geschat breedband geluidsniveaus (31,5 – 10.000 Hz) op een afstand van 100 m van een draaiende, maximaal belaste windturbine (3 MW) in vergelijking met grenswaarden voor tijdelijke doofheid (TTS) en het optreden van een schrikreactie bij vissen; geluidsniveau in dB re 1 µPa

	Breedband (ongewogen) geluidsniveau op 100m van een draaiende windturbine	Temporary Threshold Shift*	Schrikreactie*
Gehoorspecialist (bijv. Haring)	125	155	120

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

De gehoorsafstand zegt echter nog niets over een eventuele gedragsrespons bij vissen. Wahlberg & Westenberg (2005) schatten dat vissen pas op een afstand van 4 m van draaiende windturbines worden afgeschrikt. Dit zou betekenen dat een relatief gering deel van het windturbinepark door vissen zal worden gemeden. Daarnaast is in de Bio-wind studie gevonden dat sommige vissoorten juist worden aangetrokken door de beschikbaarheid van prooi op en rondom de funderingen van de windturbines (Judd *et al*, 2003). Het door de betreffende windturbines geproduceerde geluid wordt dus blijkbaar niet als hinderlijk ervaren. Uit de resultaten van monitoring in de Deense windturbineparken Horns Rev en Nysted zijn geen verschillen gebleken tussen de samenstelling van de visgemeenschappen binnen en buiten de windturbineparken. Dit zou betekenen dat de in deze wateren voorkomende vissoorten de windturbineparken blijkbaar niet mijden (DONG Energy, 2006). Tot de aangetroffen soorten behoorde ook de relatief gevoelige Haring.

6.5.6 SEMI-PERMANENTE EFFECTEN VAN EXPLOITATIE – ONDERWATERGELUID A.G.V. VAARTUIGEN

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

6.5.7 CONCLUSIES

Tijdelijke effecten

Voor de tijdelijke effecten van de aanleg van het windpark zijn de effecten van het onderwatergeluid als gevolg van de heiwerkzaamheden op zeezoogdieren en hun voedsel (vissen) maatgevend. De geschatte afstanden ten opzichte van de heillocatie waarop een reactie kan optreden van 12 en 80 km voor respectievelijk Bruinvissen en zeehonden zijn dermate groot dat effecten in een groot deel van de Noordzee niet uit te sluiten zijn. Deze effecten worden in Hoofdstuk 7 dan ook nader onder de loep genomen.

Semi-permanente effecten

Zeehonden en Bruinvissen zullen het geluid van de draaiende turbines tot op een afstand van 100 m niet mijden. De beschikbare gegevens laten het niet toe uitspraken te doen over de afstand tot waar zij de turbines zullen naderen. Zowel voor Bruinvissen als voor zeehonden geldt dat als zij de turbines al mijden, dit op zeer korte afstand zal zijn. Het biotoopverlies dat hierdoor optreedt, is daarom verwaarloosbaar klein.

Ook voor de vissoorten die gevoelig zijn voor het door de draaiende turbines gegenereerde onderwatergeluid geldt dat een eventueel biotoopverlies verwaarloosbaar klein is ten opzichte van het totale leefgebied.

Dit geldt ook voor de als mobiele geluidsbron te karakteriseren werkschepen voor onderhoud en reparatiewerkzaamheden; eventuele effecten van het door deze schepen geproduceerde onderwatergeluid zijn zeer lokaal en leiden niet tot een extra biotoopverlies voor zeezoogdieren en hun voedsel (vissen).

6.6 ACCUMULATIE EFFECTEN

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

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

De resultaten van deze accumulatie worden gepresenteerd in Hoofdstuk 7.

7 Effectenanalyse

7.1 VISLARVEN EN KRAAMKAMERFUNCTIE

7.1.1 REDUCTIE AANVOER VISLARVEN

De resultaten van de modelberekeningen zijn weergegeven in de Tabellen 17-19. Uit de modelberekeningen blijkt dat de effecten op de aanvoer naar alle gebieden min of meer vergelijkbaar zijn, met een maximale afname in de larvenaankvoer van 12% voor Haring. Voor Tong zijn de effecten zeer klein, 0-1%. De omvang van het effect op de Scholaankvoer toont beperkte verschillen tussen de gebieden, met een maximale afname van 2%.

In de onderstaande tabellen staat aan de linkerzijde, kolommen 2-4, aangegeven wat het effect is van het heien van de monopiles van het windpark op de aanvoer van de larven van de betreffende vissoort in het Natura 2000-gebied in kolom 1 in percentages ten opzichte van de referentiesituatie. Een reductie van bijvoorbeeld 2,5% in de Voordelta betekent een afname van 2,5% van de aanvoer van larven naar de Voordelta ten opzichte van de referentiesituatie in het betreffende jaar, d.w.z. de situatie zoals deze is als er niet geheid wordt. Dit is niet de reductie van de totale larvenproductie, alleen van het deel van de larvenproductie dat in de Voordelta normaliter wordt aangevoerd.

In de kolommen 5-7 staat de fractie van de totale larvenaankvoer voor de betreffende soort in de Natura 2000-gebieden gegeven in de gemodelleerde jaren in de referentiesituatie. Een waarde van 0,01 voor de Voordelta betekent dus dat in de Voordelta in het betreffende referentiejaar 1% van de totale larvenproductie wordt aangevoerd. De overige 99% komt dus niet in de Voordelta terecht, maar elders.

De cel in de tabel die is gearceerd is het jaar waarin de (fractie van de) aanvoer van vislarven in het betreffende Natura 2000-gebied maximaal was. Deze kan verschillend zijn per vissoort en per jaar.

Tabel 17: Resultaat van de modelberekening voor de effecten van heien op de locatie Rijnveld Oost op de aanvoer van Schollarven naar de beschermde gebieden.

Gebied	Effect op aanvoer Schollarven			Larvenaankvoer in referentie		
	1996	2000	2002	1996	2000	2002
Voordelta	-2%	0%	0%	0,01	0,00	0,00
Noordzeekustzone	-2%	-1%	-1%	0,02	0,02	0,00
Waddenzee	-2%	-2%	-2%	0,03	0,13	0,03

Tabel 18: Resultaat van de modelberekening voor de effecten van heien op de locatie Rijnveld Oost op de aanvoer van Tonglarven naar de beschermde gebieden.

Gebied	Effect op aanvoer Tonglarven			Larvenaankomst in referentie		
	1996	2000	2002	1996	2000	2002
Voordelta	-1%	0%	0%	0,02	0,02	0,03
Noordzeekustzone	0%	0%	-1%	0,01	0,01	0,02
Waddenzee	0%	0%	0%	0,01	0,01	0,01

Tabel 19: Resultaat van de modelberekening voor de effecten van heien op de locatie Rijnveld Oost op de aanvoer van Haringlarven naar de beschermde gebieden.

Gebied	Effect op aanvoer Haringlarven			Larvenaankomst in referentie		
	1996	2000	2002	1996	2000	2002
Voordelta	-4%	-7%	-5%	0,00	0,02	0,02
Noordzeekustzone	-12%	-7%	-7%	0,00	0,01	0,01
Waddenzee	-7%	-4%	-4%	0,00	0,00	0,01

7.1.2 DOORWERKING JUVENIELEN EN KRAAMKAMERFUNCTIE

De modelstudies voorspellen reducties in de larvenaankomst naar kustwateren die variëren van 0-12% voor Haring, 0-2% voor Schol en 0-1% voor Tong. Dit zijn uitkomsten voor het model scenario met sterfte tot op 1 km van het heien, en een repeterende cyclus van 2 dagen 3 uur heien en 1 dag rust (Prins *et al*, 2008). Op grond van "expert judgement" is voor de overige vissoorten die prooi zijn voor vogels en zeezoogdieren in Natura 2000-gebieden een inschatting gemaakt in hoeverre deze beïnvloed zouden kunnen worden door heien. Deze inschatting is voornamelijk gebaseerd op de locatie van de paaigronden t.o.v. de windparken en de kustgebieden, en daarnaast ook op grond van het gedrag van de larven voor zover bekend. De lijst met prooi-soorten bevat ook de belangrijkste kinderkamersorten.

De vraag is nu wat een eventuele reductie in larven betekent voor de abundantie van juvenielen. Dit is van belang met oog op verandering in voedselbeschikbaarheid voor vogels en zoogdieren, maar ook met oog op de kinderkamerfunctie van kustwateren. Voor veel mariene vissoorten geldt dat relatieve jaarklassterkte bepaald wordt gedurende de ei- en larvale stadia (Cushing 1982, Leggett & DeBlois 1994). Gedurende deze periode vindt de meeste mortaliteit plaats, en ontstaat de meeste variabiliteit tussen jaren. Als een jaarklas relatief sterk is aan het begin van de juveniele levensfase, dan blijft deze jaarklasse meestal ook relatief sterk in de opeenvolgende jaren. Dichtheidsafhankelijke processen gedurende de juveniele en adulte levensstadia temperen mogelijk de variabiliteit enigszins, maar veranderen niet het relatieve patroon in jaarklassterkte (van der Veer *et al*, 2000).

Op grond van het voorgaande wordt aangenomen dat voor soorten waarbij de relatieve jaarklassterkte bepaald wordt gedurende de ei- en larvale stadia een daling van de abundantie aan het einde van de larvale fase één op één vertaald kan worden in een daling van het aantal juvenielen. Dit is uiteraard de "worst-case scenario". Indien mortaliteit ten gevolge van heien plaats vindt ruim voor het einde van de larvale fase, dan kan er mogelijk nog gedurende de larvale fase gecompenseerd worden voor dit verlies.

Voor alle soorten die mogelijk bloot gesteld worden aan mortaliteit ten gevolge van heien is aangegeven in hoeverre dat door zou kunnen werken in de juveniele levens fase (Tabel 20). Alle soorten hebben soortspecifieke eigenschappen die niet alleen van invloed kunnen zijn op het potentiële effect van heien op larven, maar ook op hoe dat zich doorvertaalt naar juvenielen.

Tabel 20: Karakteristieken die doorvertaling larven naar juvenielen bepalen, en resultaat doorvertaling

Soort	Kinderkamer ¹	Doorvertaling naar juvenielen	Modelsoort	Effect heien?	Reductie larven	Reductie juvenielen
Haring	Ja	KK NIET beperkt, jaarklassterkte bepaald door juveniele fase	-	ja	0-12%	0-8%
Sprot	Ja	KK NIET beperkt, jaarklassterkte bepaald door juveniele fase, ruime verspreiding	Haring	ja	0-12%	0-4%
Spiering	nee	Niet relevant, paait in zoet water	-	nee	0	0
Kabeljauw	ja	KK NIET beperkt, jaarklassterkte bepaald door juveniele fase	Haring	misschien	0-12%	0-4%
Wijting	ja	KK NIET beperkt, jaarklassterkte bepaald door juveniele fase, ruime verspreiding	Haring	misschien	0-12%	0-4%
Dwergbolk	ja	KK NIET beperkt, paaigronden onbekend; onbekend wat jaarklassterkte bepaalt	Haring	misschien	?	?
Steenbolk	ja	KK NIET beperkt, paaigronden onbekend; onbekend wat jaarklassterkte bepaalt	Haring	misschien	?	?
Driedoorn	nee	Niet relevant, paait in zoet water	-	nee	0	0
Grauwe poon	nee	Beperkt effect: larven settelen snel, ruime verspreiding (buiten Waddenzee); onbekend wat jaarklassterkte bepaalt	Haring	misschien	0-3%	0-1%
Rode poon	ja	Beperkt effect: larven settelen snel, ruime verspreiding; onbekend wat jaarklassterkte bepaalt	Haring	misschien	0-3%	0-1%
Zeedonderpad	nee	Niet relevant, residente kustgebonden soort	-	nee	0	0
Horsmakreel	nee	KK NIET beperkt, buiten Waddenzee; jaarklassterkte erg variabel	Haring	ja	0-3%	0-1%
Kleine zandspiering	nee	KK beperkt, jaarklassterkte bepaald voor juveniele fase	Tong	misschien	0-1%	0-1%
Noordse zandspiering	nee	KK patchy, jaarklassterkte bepaald voor juveniele fase	Haring	ja	0-12%	0-8%
Pitvis	nee	Beperkt effect: larven settelen snel, ruime verspreiding; onbekend wat jaarklassterkte bepaalt	-	nee	0-1%	0-0,1%
Dikkopje	nee	Niet relevant; estuariene soort; eieren lokaal	-	nee	0	0
Lozano's grondel	nee	Niet relevant; kustgebonden soort; eieren lokaal	-	nee	0	0
Brakwatergrondel	nee	Niet relevant; estuariene soort; eieren lokaal	-	nee	0	0
Schol	ja	KK beperkt, jaarklassterkte bepaald door juveniele fase	-	ja	0-2%	0-2%
Bot	ja	Intermediair tussen Schol en Tong	Schol / Tong	misschien	0-2%	0-2%
Schar	ja	Intermediair tussen Schol en Haring; jaarklassterkte bepaald in 1 ^e -2 ^e jaar	Haring / Schol	misschien	0-7%	0-1%
Tong	ja	KK beperkt, soort paait dichtbij de kust; jaarklassterkte bepaald door juveniele fase	-	ja	0-1%	0-1%

¹) bijdrage aan kinderkamerfunctie Natura 2000-gebieden

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

- (1) wordt de geschiktheid van het gebied als kinderkamer aangetast
- (2) verandert het gebruik van het gebied als kinderkamer
- (3) verandert de recrutering naar de volwassen populatie

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

ad 2) De kinderkamerfunctie van een gebied kan echter ook afgemeten worden aan het feit of juveniele vissen deze gebieden daadwerkelijk gebruiken als opgroeigebied. In dit opzicht is een reductie van de iarvenaanzoer, die doorvertaait naar een opvallende (>5%) reductie in het aantal juveniele vis in de Natura 2000-gebieden, van groot belang. In de worst-case scenario's kan heien leiden tot een maximale reductie tot 8% in de aantallen juveniele vis (haring) in de Natura 2000-gebied Noordzeekustzone. In de resultaten van de modellering zoals deze voor windpark Rijnveld Oost is verricht, kunnen significante effecten op de kinderkamerfunctie van de Waddenzee worden uitgesloten. In de Waddenzee treedt een eenmalige reductie van juvenielenaanzoer van maximaal onder de 5%. Dit is geen opvallende reductie in de aanvoer van juvenielen, en derhalve ook geen opvallend effect op de kinderkamerfunctie.

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

Samenvattend kan daarom worden gesteld dat significant negatieve effecten kunnen worden uitgesloten van de reductie van vislarven als het gaat om de kinderkamerfunctie van de Waddenzee.

7.2 DOORWERKING VOGELS EN ZEEZOOGDIEREN

7.2.1 SELECTIE VISETENDE ZEEVOGELS, ZEEZOOGDIEREN EN HUN VOEDSEL

Alle vogel- en zoogdiersoorten die op de Noordzee (inclusief de Natura 2000-gebieden Noordzeekustzone en Voordelta), in de Waddenzee en op de Zeeuwse Stroom vis eten krijgen mogelijk te maken met een reductie in aanvoer van vislarven en opgroeiende juveniele vis, en dus met verslechterde foerageeromstandigheden. Dit betreft de duikers, Futen, Stormvogeltjes, Stormvogels, Pijlstormvogels, Jan van gent, Aalscholver, Reigers, Lepelaar, Zaagbekken, IJseend, Groenpootruiter, Jagers, meeuwen, sterns en alkachtigen.

Alle zeezoogdieren in Nederlandse wateren eten vis. De lijst van zeezoogdieren die regulier voorkomt, cq wel eens is waargenomen in de zeegebieden die hier worden onderzocht is lang, maar de belangrijkste soorten zijn de Gewone en de Grijze zeehond, de Bruinvis, de Witsnuitdolfijn en de Tuimelaar. Hiervan zijn de twee soorten zeehond en de Bruinvis beschermd in de Nederlandse Natura 2000-gebieden.

Dieet van de verschillende soorten zeevogels en zeezoogdieren

Op grond van literatuurstudie en eigen waarnemingen (pers. obs M. Leopold en A. Brenninkmeijer) is het dieet van onder bovenstaand punt genoemde, in Natura 2000-gebieden beschermde, viseters samengevat in Tabel 21.

Tabel 21: Voedselvoorkeuren vogels en hun mogelijke voedselbeperking en relatie met broedresultaat

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

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

Noordse stern	zandspiering, koolvis, stekelbaars, haring sprout, spiering, grondel (in slechte omstandigheden platvis), garnalen, nereis. Ook schelpdieren en polychaeten en mossels	doet bijna alle jaren slecht, zit aan de rand van verspreidingsgebied	als visdier patroon. Maar crustaceen hebben hier ook een rol in het voedsel. Zit hier aan de zuidrand van verspreidingsgebied, dus hebben sowieso al voedselproblemen en schaaldieren en wormen kunnen daarvan een gevolg zijn.	Niedermostheide 1996; Franck 1992; Stienen & van Tienen 1991
Zeekoet	sprot en juv horsmakreel (Friese Front) NZK: 26 soorten vis, m.n. haring, dwergsteenbolk, wijting, sport, zandspiering, grondels, dwerglong, pitvis, Zomer Helgoland: sprout haring zandspiering. Winter Helgoland: veel zeenaald en gobies.	groeïende populatie op Helgoland. In de winter komen regelmatig wrecks voor. massale sterftes agv aanhoudend slecht weer en voedselgebrek	neemt ook nog steeds toe, dus ook geen relatie	Geertsma 92; Leopold & Camphuysen (92); Leopold ea 1992; Alkelt 99. Sonntag; Hüppop 2005; Ouwehand ea 2004; Grunsky 1994
Aalk	veel beperktere keuze dan zeekoet: vooral haring, sprout, zandspiering, stekelbaars	groeïende populatie op Helgoland. In de winter komen regelmatig wrecks voor. massale sterftes agv aanhoudend slecht weer en voedselgebrek		Ouwehand ea 2004
Zeezoogdieren				
Gewone zeehond	platvis, zandspiering, zeedonderpad	nee, snel groeiende populatie		Havinga 1933; Brasseur et al.; in prep.
Grijze zeehond	platvis, kabeljauwachtien, zandspiering	nee, snel groeiende populatie		Brasseur et al., in prep.; Leopold et al., in prep.
Bruinvis	stapel, grondels, wijting, zandspiering, verder alle soorten rondvis	vermoedelijk wel. Populatie groeit niet, vooral in zomer veel sterfte door ziektes, vermagering		Leopold & Camphuysen 2006
Witsnuitdolfijn	kabeljauw, wijting, schelvis, steenbolk	nee		Smeenk & Gaemers 1987; Smeenk & Addink 1990; Kinze et al. 1997; MacLeod et al. 2008
Tuimelaar	kabeljauw, wijting, haring	?		Verwey 1975; (zeer beperkt maagonderzoek IMARES)

Relevante overige prooivissoorten

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

Onbeïnvloed zijn daarom de soorten:

- Spiering, Driedoornige stekelbaars (paaien in zoet water);
- Zeedonderpad, Puitaal, Botervis, Dikkopje, Lozano's Grondel, Brakwatergrondel (residente soorten, leven in estuaria en dicht onder de kust);
- Makreel (paait ver weg op de noordelijke Noordzee, ver buiten bereik van het heien)

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

- Kleine zandspiering en Tong (leven of paaien dicht onder de kust);
- Grauwe en Rode poon, Horsmakreel, Pitvis (paaien verspreid, larven settelen snel op de bodem)

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

- Dwerg- en Steenbolk (paaigronden onbekend)
- Dwergtong (paaigronden vermoedelijk groot gebied en geen concentratie in kinderkamer)
- Horsmakreel (geen concentratie in kinderkamers)

Wel beïnvloed worden soorten die paaien in de Zuidelijke Bocht van de Noordzee en waarvan de larven verdriften naar de kinderkamers langs de kust, in de Waddenzee en in de Voordelta:

- Haring, Sprot, Kabeljauw en Wijting, Noordse zandspiering, Schol, Bot en Schar.

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

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

Relevante soorten predatoren - Vogels

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

Bij een aantal visetende soorten is een direct verband vastgesteld tussen het broedsucces of de populatiegroei en de voor de vogels relevante visstand. In de jaren 80 van de vorige eeuw is met het instorten van de Zandspieringstand rond de Shetland Eilanden tegelijkertijd het aantal broedparen van Noordse stern, Visdief en veel andere zeevogels ingestort (Ewins 1985, Furness 1989, Martin 1989, Bailey 1991, Hamer *et al*, 1991, 1993).

Dit verband tussen “de visstand” en het broedsucces of de populatiegrootte van een vispredator is doorgaans sterker naarmate het dieet van de betreffende predator eenzijdiger is. Een recent voorbeeld van een dergelijke koppeling in een eenvoudig voedselweb wordt gegeven door Parsons *et al* (2008) die beschrijven dat het broedsucces van Drieteenmeeuwen op Shetland en de hoeveelheid Zandspiering, het stapelvoedsel van deze soort. Eigenlijk is het zo dat de kans op een goed broedsucces toeneemt met de visstand maar dat er daarnaast nog andere factoren in het spel zijn.

Veel van de in Tabel 21 besproken zeevogels hebben een breed-spectrum dieet, met vele soorten vis, vaak nog aangevuld met andere organismen. Om deze reden valt niet te verwachten dat soorten als Noordse stormvogel, Middelste zaagbek, Blauwe reiger (niet in zout water), Kleine zilverreiger, Storm-, Zilver, Grote mantel- en Drieteenmeeuw merkbaar zullen lijden onder de te verwachten reducties van vislarven.

Soorten die plankton eten, inclusief viseieren, vislarven en hele jonge vis kunnen ook worden beïnvloed, maar op voorhand is niet duidelijk of deze beïnvloeding voor hen positief of negatief zal uitpakken. Vislarven die door heien worden gedood en aan het oppervlak komen te drijven, vormen wellicht een makkelijke prooi voor Stormvogeltjes en Dwergmeeuw. Kokmeeuwen eten ook vislarven, maar pas als deze in de kustzone en estuaria zijn aangekomen; zij worden dus geconfronteerd met een reductie van een deel van hun voedselbronnen. Kokmeeuwen hebben echter een breed dieet en zijn niet afhankelijk van deze specifieke bron.

Ook soorten die vooral prederen op vissoorten die de Waddenzee nauwelijks verlaten (Grondels) zullen niets merken van een reductie van vislarven door offshore hei-activiteiten. Onder deze categorie vallen IJseend, Groenpoot- en Zwarte ruiter, en wellicht ook de Kuifduiker en Geoorde fuut. De Kuifduiker is overigens geen kwalificerende soort voor de Noordzeekustzone en

Waddenzee, maar wel in de Voordelta. De Geoorde fuut is in geen van deze drie gebieden een kwalificerende soort.

De zaak ligt anders voor soorten die weliswaar een breed dieet hebben, maar die toch veel vissoorten eten waarbij meer dan 5% reductie van juvenielenaanvoer wordt verwacht: Roodkeelduiker, Parelduiker, Aalscholver, Fuut, Jan van gent en Lepelaar.

De meest kwetsbare soorten zijn de vogels die in hun dieet een groot aandeel hebben van vissen die gevoelig lijken voor offshore heien: Pijlstormvogels, Kokmeeuw, Grote stern, Visdief, Noordse stern, Dwergstern en Alk. Kleine mantelmeeuwen, die voor het grootbrengen van hun jongen aangewezen lijken op een goed aanbod van juveniele Haring, vallen hier ook onder. Van deze soorten zijn de Grote stern, de Visdief, de Noordse stern, de Dwergstern en de Kleine mantelmeeuw kwalificerende soorten voor de Noordzeekustzone, de Waddenzee en/of de Voordelta.

Beschouwen we de vogelsoorten, die mogelijk kwetsbaar zijn doordat ze veel 'gevoelige' vissoorten eten (Haring, Sprot, Kabeljauw, Wijting, Noordse zandspiering, Schol en Bot) dan vallen de verschillende Pijlstormvogels en Stormvogeltjes, de Jan van gent, de Kokmeeuw en de Alk buiten de orde van deze Passende Beoordeling, omdat het geen kwalificerende soorten zijn voor een van de Nederlandse mariene Natura 2000-gebieden. De soorten die het meest kwetsbaar zijn én die kwalificerende soorten zijn voor Voordelta, Kustzee en/of Waddenzee worden hieronder apart besproken. De onderstaande soorten worden als meest kwetsbaar gezien. Soorten als Roodkeelduiker, Parelduiker etc. zijn minder gevoelig omdat ze een breder dieet hebben dan de meest kwetsbare soorten en zullen pas worden meegenomen in de analyse als op de laatste categorie mogelijk significante effecten optreden door voedseltekort.

Kleine mantelmeeuw

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

Grote stern

De Grote stern is wellicht de meest (voedsel-)specialistische zeevogel in Nederland. Toch hebben ze zeker drie belangrijke prooisorten in het broedseizoen: Haring, Sprot en Zandspiering. Van deze drie lijkt de haringstand van het grootste belang, maar de achterliggende mechanismen worden nog nauwelijks begrepen. De haringstand is variabel, zeker ook door natuurlijke oorzaken. Waarschijnlijk hebben de luchtdrukverschillen tussen de zuidelijke en noordelijke Atlantische Oceaan (de NAO-index) een sterke invloed op de ecologische processen

in de Noordzee. De NAO is van invloed op wind, temperatuur en zoutgehalte van de Noordzee en bijgevolg op allerlei organismen die op deze abiotische parameters reageren. Zo beïnvloedt de NAO o.a. het transport van vislarven over de Noordzee. Bij een positieve NAO worden de Haringlarven ongehinderd van de Engelse kustwateren naar de Waddenzee getransporteerd; is de NAO in een negatieve fase, dan wordt het haringtransport naar de Waddenzee gehinderd. Er is een positief verband tussen de NAO en het aantal broedparen van de Grote stern in de Nederlandse en Duitse Waddenzee; dit verband bestaat niet voor de overige Europese populaties (Stienen 2006). Bij de Grote stern is ook een direct positief verband gevonden tussen het aantal jonge Haringen¹⁵ in de totale en zuidelijke Noordzee en het aantal broedparen van de Grote stern in Nederland en op Griend tussen 1916 en 1992 (Brenninkmeijer & Stienen 1994, Stienen 2006). Het broedsucces van de Grote stern vertoont echter geen verband met de juveniele haringstand, dus het aantal uitgevlogen jongen per paar blijft ongeveer gelijk in zowel goede als slechte Haring jaren. Maar vanwege de correlatie met het aantal broedparen varieert het aantal uitgevlogen jongen per kolonie wel met goede en slechte Haring jaren. Men dient deze gegevens voorzichtig te interpreteren. Ten eerste beslaat het foerageergebied van de broedende Grote sterns, vanwege hun beperkte actieradius, slechts een deel van de zuidelijke Noordzee. Derhalve wordt aangenomen dat de lokale voedselsituatie voor broedende sterns langs de Nederlandse kust evenredig stijgt en daalt met die van de gehele (zuidelijke) Noordzee. Ten tweede bestaat het voedselpakket van de Grote stern gemiddeld maar voor de ene helft uit Haring en Sprot en voor de andere helft uit Zandspiering en Smelt. Maar de Haring lijkt in deze sturend voor het aantal broedparen en de overige soorten niet. Om hardere uitspraken te kunnen doen over dit positieve verband is nader onderzoek nodig naar de lokale voedselsituatie (dus het voorkomen van Zandspiering, Haring en Sprot).

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

Globaal houdt het onderzochte verband tussen juvenielen en het aantal broedparen van de Grote stern in Nederland in, dat een afname van de juvenielen van 10% gepaard gaat met een afname van het aantal broedparen van ca. 4% (Brenninkmeijer & Stienen 1994). Hier zit echter een aanzienlijke spreiding omheen (tot 50%) waardoor een daling van 10% van het aantal jonge Haringen en enig jaar niet altijd een op een vertaald kan worden in 4% minder broedende sterns op Griend, maar kan oplopen tot 8%. De doorvertaling van larvenreductie werkt dus voor 80% door in het aantal broedparen voor de meest voedselgelimiteerde vogelsoort, de Grote stern. Deze standaard wordt in de berekeningen voor de effecten op de soort ook aangehouden voor de andere vogelsoorten.

¹⁵ het aantal 0-ringers is niet geschat en omdat er geen duidelijke relatie is tussen het aantal 0-ringers en het aantal 1-ringers (1 jaar oud, lengte tot 9 cm) of 2-ringers (2 jaar oud, lengte tot 18 cm) in de daaropvolgende jaren, kan het aantal 0-ringers ook niet achteraf berekend of geschat worden

Op langere termijn kan een structurele daling van het bestand van jonge Haring echter wel een effect hebben op de aantallen Grote sterns en daarmee op de kwaliteit van de Waddenzee. In deze zin lijkt de Grote Stern op de Kleine mantelmeeuw, die weliswaar een veel breder dieet heeft, maar in de kuikentijd ook behoefte heeft aan een goede aanvoer van jonge Haring.

Als gevolg van offshore heien ten behoeve van de bouw van windpark Rijnveld Oost een reductie van maximaal 12% van de Haringlarven en een reductie van 8% voor de Haringjuvenielen (in de Noordzeekustzone) optreden. Of dit al dan niet een meetbaar effect zal hebben hangt vermoedelijk vooral af van de stand van de jonge Haring in het betreffende jaar: is er een overmaat aan goed voedsel aanwezig dan zijn de effecten wellicht verwaarloosbaar klein maar in een jaar dat al een slechte aanvoer van Haring heeft naar Waddenzee, Noordzeekustzone en Voordelta kunnen de effecten wel doorwerken. Een dergelijke relatie wordt als functionele respons (type Holling II) wel vaker gevonden (zie bijv. Parsons *et al*, 2008). In slechte jaren kunnen additionele effecten van larvensterfte op de aantallen broedparen niet worden uitgesloten. Wellicht komt dan een deel van deze vogels elders tot broeden en is het effect op de metapopulatie kleiner dan ter plaatse het geval lijkt te zijn.

Visdief

Voor de Visdief zijn meer factoren dan de beschikbaarheid van jonge Haring van invloed op het broedsucces. In Stienen *et al* (2009) worden de broedsuccessen van de kolonie op Griend tussen 1991 en 2007 geanalyseerd (Tabel 22). Van de 17 seizoenen zijn er vijf (29%) geheel mislukt (broedsucces nihil) vanwege overstromingen (eieren weggespoeld en/of kuikens verdronken), één (6%) is geheel mislukt door massale kuikensterfte (mogelijk door voedseltekort) en twee zijn gedeeltelijk mislukt vanwege predatie door een Velduil (12%). Een periodiek voedseltekort in twee andere seizoenen resulteerde niet in een laag broedsucces of in weinig rekruten. Het broedsucces in de overige seizoenen varieerde van 0,20 tot 1,00 en het aantal rekruten van 112 tot 2.673. Deze resultaten wijzen dus op een percentage van minder dan 10% van de seizoenen, die door een laag voedselaanbod mislukken. Haring is wellicht ook iets minder belangrijk dan bij de Grote stern, zijn dieet is diverser. Een negatief effect van een verlaagd aanbod van juveniele Haring met maximaal 5% in de Waddenzee waar de meeste Visdieven foerageren (als gevolg van offshore heien ten behoeve van de bouw van windpark Rijnveld Oost zal dus in 9 van de 10 jaren geen meetbaar effect hebben: er is dan veelal een overmaat aan goed voedsel aanwezig.

Tabel 22: Broedbiologische parameters* van de Visdief op Griend in de periode 1991-2007

Jaar	Aantal broedparen (bp)	Broedsucces (n vlvl kuk/bp)	n rekruten (n bp * broedsucces)	Oorzaak
1991	1.900	nihil	nihil	overstroming en dagenlange storm
1992	2.200	0,60	1.320	-
1993	2.500	0,52	1.320	-
1994	3.300	0,82	2.673	-
1995	2.600	0,67	1.586	-
1996	1.700	0,53	901	voedseltekort in eifase
1997	1.500	0,33	495	predatie Velduil
1998	1.750	0,18	315	predatie Velduil
1999	2.100	0,90	1.890	-

Jaar	Aantal broedparen	Broedsucces	n rekruten	Oorzaak
2000	1.671	0,00	nihil	overstroming
2001	2.300	0,06	138	overstroming
2002	1.239	0,00	nihil	massale (jonge) kuikensterfte, mogelijk door voedseltekort in jonge kuikenfase
2003	1.362	1,00	1.362	voedseltekort in kuikenfase
2004	1.507	nihil	nihil	overstroming (secundair: voedseltekort in jonge kuikenfase)
2005	1.086	0,70	326	-
2006	915	0,20	112	-
2007	1.018	nihil	nihil	overstroming; goed Haringjaar

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

Noordse stern

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

Dwergstern

Over de voedsel生态学 van de Dwergstern in Nederland is weinig bekend. Het dieet lijkt voor een stern tamelijk breed, het aandeel Haring relatief gering. Effecten van offshore heien kunnen daarom niet goed kwantitatief worden ingeschat, maar zullen vermoedelijk minder groot zijn dan bij andere sternsoorten in Nederland. De soort maakt nooit lange voedselvluchten; voedselbeperking ligt daarmee niet voor de hand in de Natura 2000-gebieden waarvoor deze soort kwalificerend is (Delta en Waddenzee). De Dwergstern wordt derhalve niet verder behandeld.

Relevante soorten predatoren - zeezoogdieren

Bruinvis

Bruinvissen hebben in Nederlandse wateren een zeer breed dieet; het aandeel van Haring is zeer gering en relatief veel van de gegeten Haringen zijn meerdere jaren oud. Een reductie van de hoeveelheid juveniele Haringen ten gevolge van offshore hei-activiteiten heeft derhalve verwaarloosbaar kleine effecten. Platvissen worden in Nederland nauwelijks in Bruinvismagen aangetroffen (Leopold & Camphuysen 2006). In een Duitse studie (Lick 1993) werden meer

platvissen gevonden, maar dit betrof vooral Tong, waarvan de reductie van aantallen juvenielen en zeker van oudere jaarklassen ten gevolge van offshore heien verwaarloosbaar klein zullen zijn. Zandspiering (spec) vormt een belangrijker aandeel van het dieet van Nederlandse Bruinvissen (Leopold & Camphuysen 2006) maar is van veel minder groot belang dan de stapelvoedselsoorten Grondels en Wijting. Gezien het zeer brede dieet van de Bruinvis wordt een geringe reductie van de aantallen juveniele Zandspieringen en Wijtingen, in slechts een deel van het foerageergebied, als niet significant beoordeeld.

Gewone Zeehond

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

Grijze zeehond

Grijze zeehonden hebben eveneens een breed spectrum aan prooien, en in vergelijking met Gewone zeehonden minder Schol en Bot in hun dieet, en meer Tong (Brasseur *et al*, in prep.; Leopold *et al*, in prep.). Daarbij hebben ze vermoedelijk een nog groter offshore foerageerrange dan de Gewone zeehond. De effecten van het offshore heien op Tong zijn zeer gering, dus doorwerkende effecten op Grijze zeehonden zullen kleiner zijn dan op Gewone zeehonden. Derhalve is besloten om voor de Grijze zeehond geen aanvullende berekeningen meer te doen; de Gewone zeehond kan in dit geval model staan voor de Grijze zeehond.

Conclusie

De doorwerking is dus het sterkst op de sterns (Grote stern, Visdief en Noordse stern), de Kleine mantelmeeuw, en minder sterk op twee zeezoogdieren, de Gewone zeehond en de Bruinvis. In de berekening zijn deze soorten maatgevend. Berekeningen op de overige soorten zijn pas nodig als voor (een van) deze soorten nog mogelijke significante effecten overblijven.

7.2.2 RESULTATEN BEREKENING

In de onderstaande tabel staan de doorberekende effecten weer gegeven van een maximale reductie van 12% Haringlarven, zoals berekend met behulp het stromingsmodel van Deltares. Voor Schol is een maximale reductie aangehouden van 2%, en 1% voor Tong. In de berekening is gewerkt met de reductie van de juvenielen, omdat deze de juiste maat hebben voor de (kuikens) van de relevante vogels en voor de zeezoogdieren. De doorvertaling van larvenreductie naar juvenielen is hierboven besproken. Uitgaan van de sterkste reductie voor alle vogels is een (zeer sterke) worst-case aanname. Immers, vele soorten foerageren (ingeval van Haring) ook in de Waddenzee, waar de reductie lager is. Het omgekeerde geldt dan weer voor Schol. Voor

vissoorten anders dan de voornoemde is een inschatting gemaakt voor de reductie op basis van paaiperiode, paaiplaats en biologie.

De uiteindelijke reductie is per soort verschillend, omdat het dieet verschillend is; de reductie van het voedsel is een gewogen gemiddelde van alle prooisorten van de betreffende vogel, zeehond en de Bruinvis.

Zoals eerder aangegeven is een worst-case benadering aangehouden voor de doorvertaling van de eenmalige larvenreductie op broedparen of broedsucces van 80%, de bovengrens voor wat is waargenomen in het geval van de Grote stern, die van de overwogen soorten de sterkste voedselbeperking kent.

Voorts is het effect op broedparen of broedsucces gedeeld door de gemiddelde levensduur van de soort, om zo het effect op de populatie te schatten. De populatie dient als uitgangspunt te worden beschouwd voor het effect op de instandhoudingsdoelstellingen. Een gedetailleerde onderbouwing van de berekening in de onderstaande tabellen is te vinden in Bijlage X.

Tabel 23: overzicht populatie-effecten van reductie vislarven door heien Rijnveld Oost op visetende vogels en zeezoogdieren in Natura 2000 kolonies rondom Noordzeekustzone en Waddenzee

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

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

Wat betreft de Voordelta wordt wel een aparte berekening gepresenteerd (Tabel 24), om de effecten voor de kolonies in deze wateren beter te kunnen beoordelen, vooral in cumulatie.

Tabel 24: overzicht populatie-effecten van reductie vislarven door heien Rijnveld Oost op visetende vogels en zeezoogdieren in Natura 2000 kolonies rondom Voordelta

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

Voor de Voordelta zijn de resultaten gunstiger dan voor de Waddenzee en Noordzeekustzone; ook hier blijven de resultaten op populatieniveau ruim onder de 1%. Dit zijn zeer beperkte effecten.

7.3 AANVARINGSRISICO'S VOGELS

7.3.1 KOLONIEVOGELS

Koloniebroedvogels die tijdens foerageertochten in het windpark terecht kunnen komen, zijn Kleine mantelmeeuw en Jan van gent. Voor deze soorten is afzonderlijk eerst de flux bepaald, vervolgens zijn berekeningen uitgevoerd voor aanvaringsrisico's in het windpark en de verhouding hiervan tot de reeds aanwezige sterfte.

Flux Kleine mantelmeeuw

De flux wordt bepaald door onder andere de verhouding tussen het effectgebied en het totale foerageergebied, de populatiegrootte (zie Hoofdstuk 5), de duur van het broedseizoen en het aantal foerageervluchten per dag. De duur van de broedperiode en het aantal foerageervluchten per dag is gemotiveerd in Tabel 25.

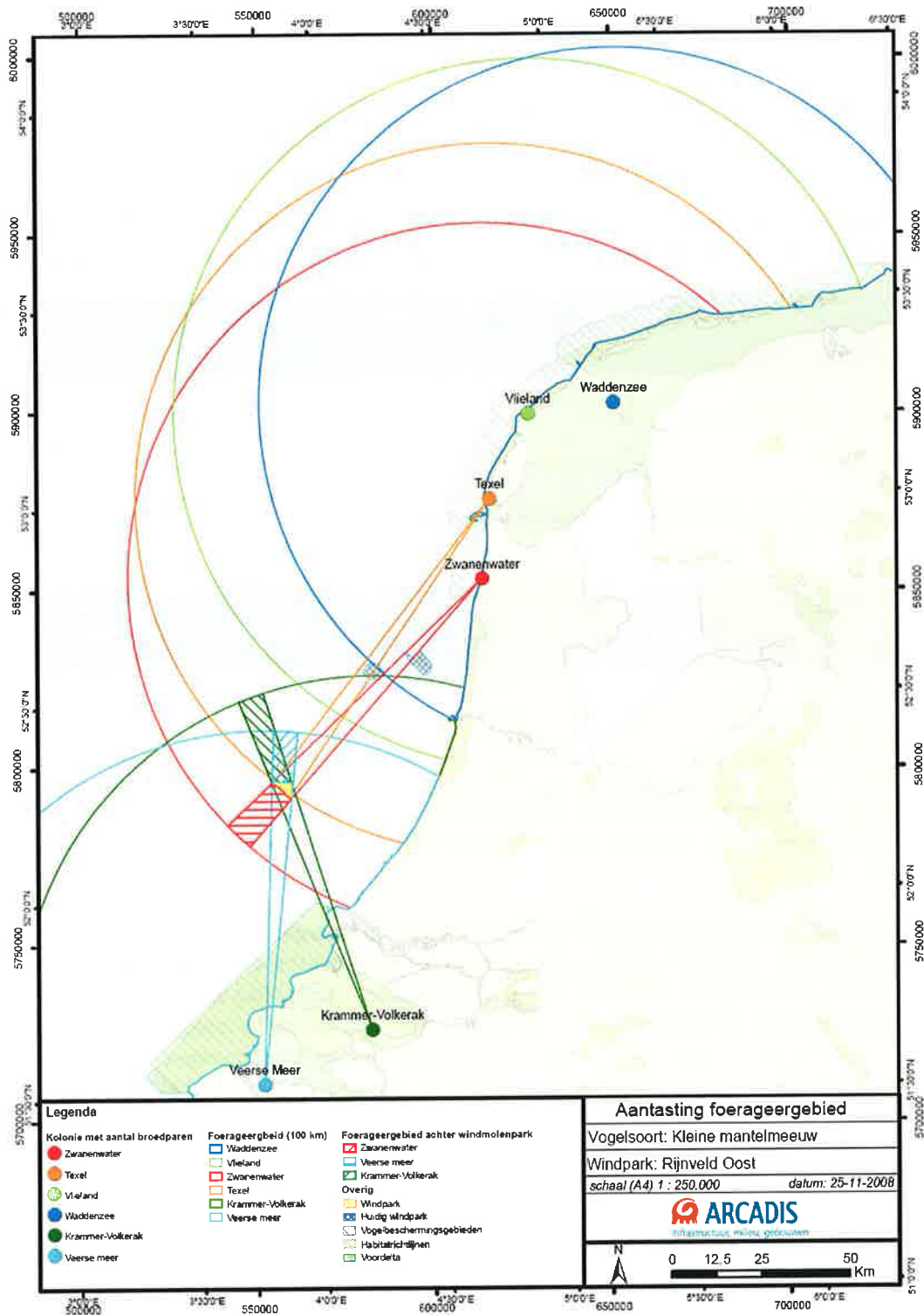
Tabel 25: Overzicht van het gemiddeld aantal foerageervluchten van Kleine mantelmeeuw per dag per paar op basis van de vliegsnelheid, daglengte, broedbiologie en fenologie (gebaseerd op: Spaans *et al*, 1994 & med. A. Brenninkmeijer)

	nestelfase	eifase	kuikenfase	nazorgfase	Totaal
Periode	Apr/mei	(apr)mei-juni(jul)	Mei(juni)-aug(sep)	Jul-sep	Apr-sep
Duur periode	Ca. 4 wk	Ca. 12 wk	Ca. 12 wk	Ca. 10 wk	24-26 wk
Duur per paar	Ca. 2-4 wk?	24-27 dg;4 wk	30-40 dg;4-6 wk	Ca. 2-4 wk?	12-18 wk
Aantal vogels per paar aan het vliegen	1	1	1-2	2	1-2
Gem. aantal foerageervluchten per dag per paar	3	3,5	4,5	5	4,0

In de berekeningen wordt uitgegaan van 4 foerageervluchten per paar per dag.

Effectgebied

Figuur 18 geeft een beeld van de gebieden waar Kleine mantelmeeuwen op zee beïnvloed worden.



Figuur 18: Effectgebied Kleine mantelmeeuw vanuit Nederlandse (Natura 2000) broedkolonies, voor het windpark Rijnveld Oost. Weergegeven is de gemiddelde maximale foerageer afstand van Kleine mantelmeeuwen vanuit verschillende kolonies in de Nederlandse kustzone. Aangezien de vogels die achter het windpark foerageren een verhoogd aanvaringsrisico hebben behoren deze (gearceerde) gebieden net als het windpark tot het 'effectgebied'.

Rijnveld Oost ligt binnen het bereik van de beschermde Kleine mantelmeeuwkolonies in de Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Zwanenwater & Pettemerduinen, Krammer-Volkerak en Veerse Meer. Het oppervlak van het foerageergebied met verhoogd aanvaringsrisico (het effectgebied) voor deze vier kolonies, alsmede het totale foerageergebied van de kolonies, is weergegeven in Tabel 26.

Tabel 26: Overzicht van de oppervlakte van Rijnveld Oost en het bijbehorende effectgebied voor Kleine mantelmeeuwen vanuit verschillende kolonies, behorende bij Natura 2000-gebieden, en de totale oppervlakten foerageergebied op zee, per kolonie

Natura 2000-gebied	Oppervlak park (km ²)	Oppervlak achter park (km ²)	Oppervlak effectgebied (km ²)	Oppervlak foerageergebied (km ²)	Relatief aandeel effectgebied
Duinen en Lage Land Texel	7*	0	7	18.265	0,04%
Zwanenwater & Pettemerduinen	15	138	153	16.549	0,92%
Krammer-Volkerak	15	159	174	10.215	1,70%
Veerse Meer	15	93	108	12.655	0,85%

* Slechts een deel van het park ligt binnen het bereik van deze kolonie.

Tabel 27: Berekening totale flux Kleine mantelmeeuwen vanuit Natura 2000-gebieden door Rijnveld Oost

Natura 2000-gebied	totaal aantal foerageervluchten (heen en terug) op zee, per dag	totaal aantal windparkpassages per dag	totaal aantal windparkpassages per jaar
Duinen en Lage Land Texel	53.200	40	4.163
Zwanenwater & Pettemerduinen	418	8	812
Krammer-Volkerak	810	28	2.898
Veerse Meer	1.180	20	2.119

Voor de kolonies van Duinen en Lage Land Texel en Zwanenwater & Pettemerduinen is aangenomen dat 95% van de vogels op zee foerageert, voor de kolonie van Krammer-Volkerak 25% en voor de kolonie van Veerse Meer 50% (zie paragraaf 6.3.2).

De flux door het windpark is berekend in Tabel 27. Het aantal foerageervluchten op zee is het aantal broedparen x 4 (aantal vluchten heen en terug per broedpaar) x het aandeel van de kolonie dat op zee foerageert. Het totaal aantal windparkpassages per dag is berekend door het relatieve aandeel van het effectgebied te vermenigvuldigen met het aantal foerageervluchten per dag en dit vervolgens met twee te vermenigvuldigen (twee passages per foerageervlucht, heen en terug). Het aantal windparkpassages per jaar is berekend door de duur van het broedseizoen (105 dagen) te vermenigvuldigen met het aantal passages per dag.

Aanvaringsslachtoffers Kleine mantelmeeuw – route 2

De berekeningen van het aantal slachtoffers van de Kleine mantelmeeuw zijn uitgevoerd met de route 2 van het 'bird collision model' (zie Hoofdstuk 6). De berekeningen zijn opgenomen in Bijlage VII, de resultaten van de route 2-berekeningen staan vermeld in Tabel 28.

Tabel 28: Berekening aanvaringslachtoffers (aantal en als % van jaarlijkse mortaliteit) voor Natura 2000-gebieden

Rijnveld Oost (route 2)

Natura 2000-gebied	aantal aanvaringsslachtoffers	% van jaarlijkse sterfte
Duinen en Lage Land Texel	0,39	0,02
Zwanenwater & Pettemerduinen	0,08	0,40
Krammer-Volkerak	0,27	0,19
Veerse Meer	0,20	0,19

Voor alle kolonies wordt minder dan 1% van de jaarlijkse sterfte verwacht als gevolg van aanvaringen met windturbines. In paragraaf 7.6 wordt dit resultaat besproken in accumulatie met de effecten van de gereduceerde vislarvenaandoer.

Flux Jan van gent

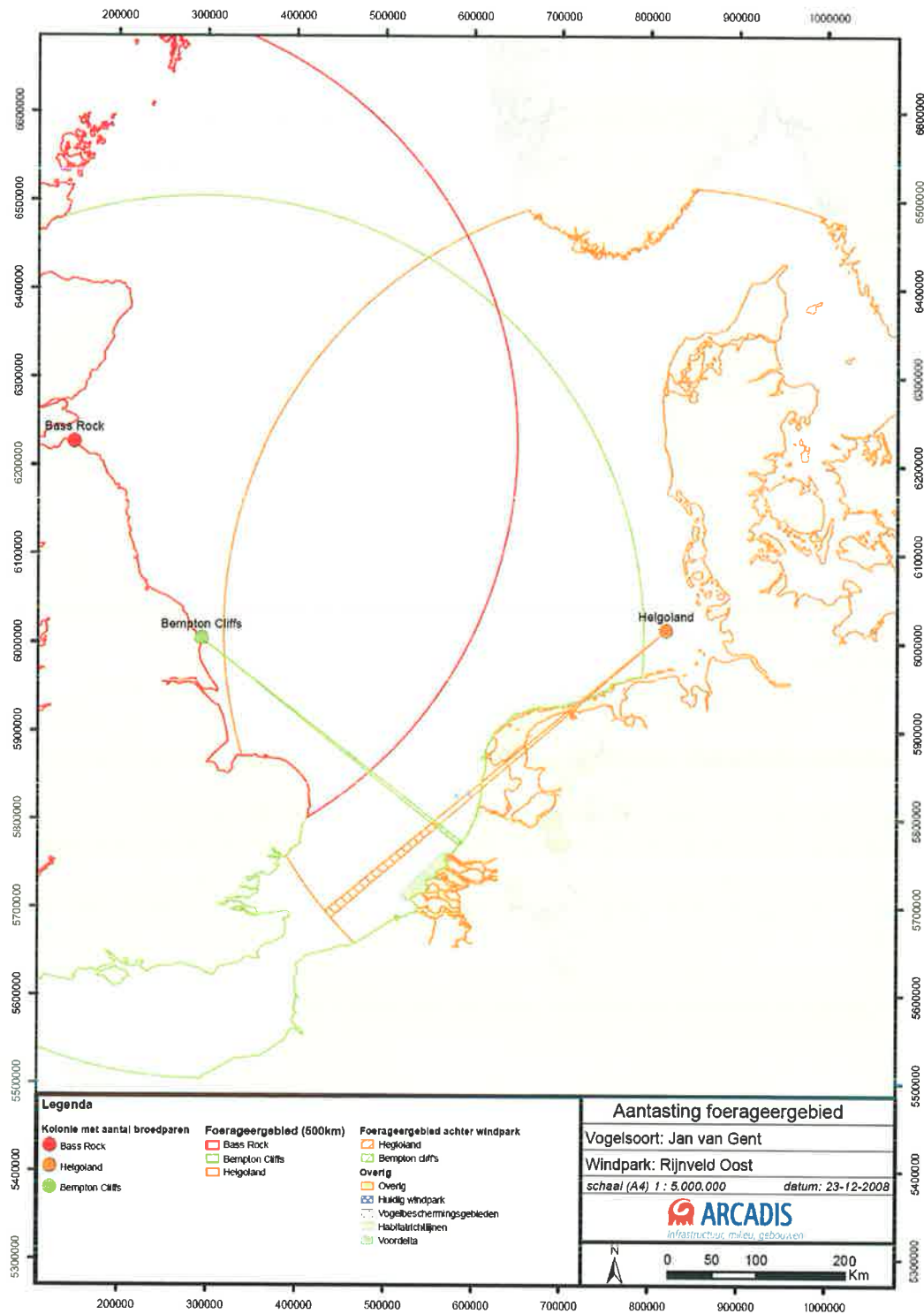
Voor de Jan van gent zijn de volgende aannames gehanteerd om de flux in het windpark te bepalen:

- de maximale foerageerafstand vanaf de kolonies bedraagt 500 km;
- er wordt uitgegaan van een homogene verdeling van foeragerende vogels over het foerageergebied;
- het gemiddeld aantal foerageervluchten per dag per paar gedurende het broedseizoen bedraagt 1;
- de duur van de broedperiode bedraagt maximaal 20 weken (gemiddeld 15 weken).

Deze aannames zijn bepaald op basis van Nelson (1997), Garthe (1999) en BTO (2008).

De flux wordt bepaald door onder andere de foerageerafstand (zie Hoofdstuk 4), de populatiegrootte (zie Hoofdstuk 5), de duur van het broedseizoen en het aantal foerageervluchten per dag. Voor Jan van gent wordt uitgegaan van 1 foerageervlucht per dag per paar en een broedperiode van maximaal 20 weken en gemiddeld 15 weken (Nelson 1997, Garthe 1999 en BTO 2008).

Figuur 19 geeft een beeld van de gebieden waar Jan van genten op zee beïnvloed worden.



Figuur 19: Effectgebied Jan van Gent vanuit (Natura 2000) broedkolonies, voor het windpark Rijnveld Oost. Weergegeven is de maximale actieradius van Jan van Gents vanuit verschillende kolonies langs de Noordzee. Aangezien de vogels die achter het windpark foerageren een verhoogd aanvaringsrisico hebben behoren deze (gearceerde) gebieden net als het windpark tot het 'effectgebied'.

Rijnveld Oost ligt binnen het bereik van broedende Jan van genten in de Natura 2000-gebieden Bempton Cliffs en Helgoland. Het relatieve aandeel van het effectgebied (deel van het foerageergebied met verhoogd aanvaringsrisico) voor deze twee kolonies is weergegeven in Tabel 29. Tabel 30 laat de berekening van de flux zien.

Tabel 29: Overzicht van de oppervlakte van Rijnveld Oost en het bijbehorende effectgebied voor Jan van genten vanuit verschillende kolonies, behorende bij Natura 2000-gebieden, en de totale oppervlakten foerageergebied op zee, per kolonie

Natura 2000-gebied	Oppervlak park (km ²)	Oppervlak achter park (km ²)	Oppervlak effectgebied (km ²)	Oppervlak foerageergebied (km ²)	Relatief aandeel effectgebied
Bempton Cliffs	15	142	157	471.805	0,03%
Helgoland	15	1.372	1.387	330.429	0,42%

Tabel 30: Berekening totale flux Jan van genten vanuit Natura 2000-gebieden door Rijnveld Oost

Natura 2000-gebied	totaal aantal foerageer-vluchten (heen en terug) op zee, per dag	totaal aantal windparkpassages per dag	totaal aantal windparkpassages per jaar
Bempton Cliffs	2.552	2	238
Helgoland	222	2	261

Aanvaringsslachtoffers Jan van gent – route 2

De berekeningen van het aantal slachtoffers van de Jan van gent zijn uitgevoerd met route 2 van het 'bird collision model'. Deze berekeningen zijn opgenomen in Bijlage VII. De resultaten van de route 2-berekeningen staan vermeld in Tabel 31.

Tabel 31: Berekening aanvaringsslachtoffers (aantal en als % van jaarlijkse mortaliteit) voor Natura 2000-Rijnveld Oost (route 2)

Natura 2000-gebied	aantal aanvaringsslachtoffers	% van jaarlijkse sterfte
Bempton Cliffs	0,01	0,00
Helgoland	0,01	0,03

Voor alle kolonies wordt minder dan 1% van de jaarlijkse sterfte verwacht als gevolg van aanvaringen met windturbines.

7.3.2 TREKVOGELS

Maximum effect scenario

In het maximum effect scenario zijn berekeningen uitgevoerd waarbij aangenomen is dat alle individuen van alle relevante vogelsoorten tweemaal per jaar, op turbinehoogte en zonder ontwijkgedrag, door een fictief windpark met een gecumuleerde capaciteit van 450 MW vliegen. Voor een aantal vogelsoorten bleef bij deze berekening de toename van de achtergrondsterfte onder de 1 procent: Dodaars, Fuut, Kuifduiker, Roerdomp, Taigarietgans, Kolgans, Bergeend, Smient, Krakeend, Wintertaling, Wilde eend, Zomertaling, Slobeend, Tafeleend, Kuifeend, Waterral, Meerkoet en Watersnip.

Worst-case scenario

Voor de resterende soorten trekvogels zijn de berekeningsgegevens (invoerparameters, resultaten) conform het worst-case scenario opgenomen in Bijlage VII. Voor alle soorten is de toename van de jaarlijkse sterfte minder dan 0,01% (route 2 berekeningen).

7.4 HABITATVERLIES KOLONIEVOGELS

Onderzoeksgegevens in offshore windparken zijn nog schaars, maar reeds gepubliceerd werk voor het park Horns Rev, gesitueerd in de Deense sector van de Noordzee ten westen van ZW Jutland (Blåvandshuk), laat zien dat een aantal soorten het windpark geheel of gedeeltelijk mijdt. Een aantal meeuwensoorten leek juist te worden aangetrokken door het park, of door de werkschepen in het park. Voor deze soorten lijkt habitatverlies dus niet op te treden, maar niet alle soorten meeuwen die voor park Rijnveld Oost relevant zijn konden in de Deense situatie worden onderzocht (alleen voor Zilver- en Dwergmeeuw zijn gegevens beschikbaar). Het is mogelijk dat het habitatverlies tijdelijk is omdat vogels wennen aan de aanwezigheid van een windpark en leren om te gaan met de turbines. Zo werden in park Horns Rev in de winter van 2006/2007 plotseling grote aantallen Zwarte zee-eenden gezien, een soort die tot dan toe het park stelselmatig had gemeden (Petersen, I.K. 2007). Gegevens voor het eerste Nederlandse offshore park (OWEZ) zijn nog niet gepubliceerd, maar in een lezing tijdens de Noordzeedagen (Scheveningen, oktober 2008) liet M. Leopold zien dat Aalscholvers sterk door dit park worden aangetrokken en dat meeuwen zich niets van het park leken aan te trekken. Tabel 32 laat zien dat het oppervlak van het plangebied voor Rijnveld Oost verwaarloosbaar klein is ten opzichte van het totale foerageergebied van de Jan van gentkolonies die tijdens het foerageren het gebied kunnen bereiken. Voor de Kleine mantelmeeuwkolonies geldt dat er minder dan 0,2% van het foerageergebied verloren gaat uitgaande van het oppervlakteverlies. Echter, een aantal factoren speelt een rol in de doorvertaling naar populatie-effecten. In de eerste plaats dient te worden bekeken of er een verlaagd foerageersucces optreedt door verlies van dit oppervlak. Dit kan worden veroorzaakt door competitie om ruimte, en door een lagere beschikbaarheid van voedsel. Geen van beide is echter het geval. Meeuwen hebben geen competitie om ruimte op zee (pers. med. A. Brenninkmeijer), en het voedsel blijft beschikbaar, want wordt getransporteerd door het stromende water. Daarnaast zal slechts een klein deel het park vermijden. Deze factoren overwegende kan een negatief effect van verlies van habitat op de fitness van de Kleine mantelmeeuw worden uitgesloten. Dit habitatverlies zal dan verder ook niet worden meegenomen in de accumulatie van effecten.

Tabel 32: habitatverlies voor kolonievogels. In deze berekeningen wordt uitgegaan van een worst-case scenario, waarin de broedvogels alleen op de Noordzee foerageren en niet op land of in het Deltagebied en de Waddenzee.

Soort	Kolonie	Oppervlak Foerageergebied (km ²)	Oppervlak park (km ²)	Habitatverlies (%)
Kleine mantelmeeuw	Duinen en Lage Land Texel	18.265	7*	0,04 %
	Zwanenwater & Pettemerduinen	16.550	15	0,09 %
	Krammer-Volkerak	10.215	15	0,15 %
	Veerse Meer	12.655	15	0,12 %
Jan van gent	Bempton Cliffs (Engeland)	471.805	15	0,00 %
	Helgoland (Duitsland)	330.428	15	0,00 %

* Slechts een deel van het park ligt binnen het bereik van deze kolonie.

7.5 ZEEZOOGDIEREN

In paragraaf 6.5 is geconcludeerd dat alleen tijdens de aanleg van windparken op de Noordzee substantiële (tijdelijke) effecten op zeezoogdieren kunnen optreden die mogelijk kunnen doorwerken naar instandhoudingsdoelstellingen van Natura-2000 gebieden. Ook in de bedrijfsfase treden effecten op, maar deze zijn zeer beperkt en spelen zich af op de schaal van het windpark zelf. De tijdelijke effecten van de aanleg van het windpark hebben betrekking op het onderwatergeluid dat tijdens het heien van de monopaalfunderingen zal ontstaan. Deze effecten worden geanalyseerd in paragraaf 7.5.1 en beoordeeld in paragraaf 7.5.2.

7.5.1 EFFECTEN VAN ONDERWATERGELUID TIJDENS DE BOUWFASE

Uitgangspunten geluidsniveaus

Zoals aangegeven in paragraaf 6.5 zijn voor de tijdelijke effecten van de aanleg windparken op de Noordzee de effecten van het onderwatergeluid als gevolg van de heikerzaamheden op zeezoogdieren en hun voedsel (vissen) maatgevend. Bij de nadere analyse van de effecten van de door de aanleg van windpark Rijnveld Oost veroorzaakte (tijdelijke) toename in het onderwatergeluid zijn de volgende uitgangspunten gehanteerd:

- De resultaten van de geluidsmetingen rond Q7/Prinses Amalia zijn vanwege de vergelijkbare waterdiepte en bodemsamenstelling representatief voor de planlocaties van windpark Rijnveld Oost;
- Het geluidsenergieniveau (SEL) onder water hangt vooral af van de heiernergie die wordt gebruikt. De windturbines voor windpark Rijnveld Oost worden geplaatst op palen met een diameter van 4,5 m in plaats van de 4 m dikke palen die voor Q7/prinses Amalia zijn gebruikt. Er is van uitgegaan dat voor het heien van de 4,5 m dikke palen een vergelijkbaar heiblok zal worden gebruikt als bij het heien van de monopaalfunderingen voor windpark Q7/Prinses Aamlia. Voor het berekenen van de effecten is derhalve van de in Tabel 13 vermelde effectafstanden uitgegaan.

Maximale omvang beïnvloedingszone Bruinvissen, zeehonden en vissen

Op grond van de op het onderzoek in het Q7/Prinses Amalia windpark gebaseerde grenswaarden bedraagt de beïnvloedingszone voor Bruinvissen tijdens het heien 12 km rondom een turbine. Vanwege de grotere gevoeligheid voor laag frequent geluid is deze zone met 80 km voor zeehonden veel groter. In Tabel 33 zijn de oppervlakten (mogelijk) beïnvloed gebied voor zeehonden en Bruinvissen opgenomen en de duur van de effecten (de gegeven oppervlakte is de oppervlakte van de cirkel minus de gedeelten die over land vallen).

Uit het overzicht blijkt dat tijdens de heiperioden (2 x 3 uur in 3 dagen) ongeveer 0,8% van de totale oppervlakte van het Nederlands Continentaal Plat tot een reactie bij Bruinvissen kan leiden en dat dit voor zeehonden 26% kan bedragen.

Tabel 33: schatting van maximale geluidseffecten van de aanleg van windpark Rijnveld Oost op zeezoogdieren (uitgedrukt in opp. beïnvloed gebied in km² en de effectperiode); de weergegeven maximale oppervlakte van de beïnvloedingszone heeft betrekking op de periode dat geheid wordt voor het verankeren van monopaalfunderingen (2 x 3 uur per periode van 3 dagen)

	opp. beïnvloedingszone*	% NCP	doorlooptijd aanlegfase
Bruinvis	450 km ²	0,8	1 bouwseizoen van ca. 6 maanden
Gewone + Grijs zeehond	14.540 km ²	26	1 bouwseizoen van ca. 6 maanden
vissen	115 km ²	0,2	1 bouwseizoen van ca. 6 maanden

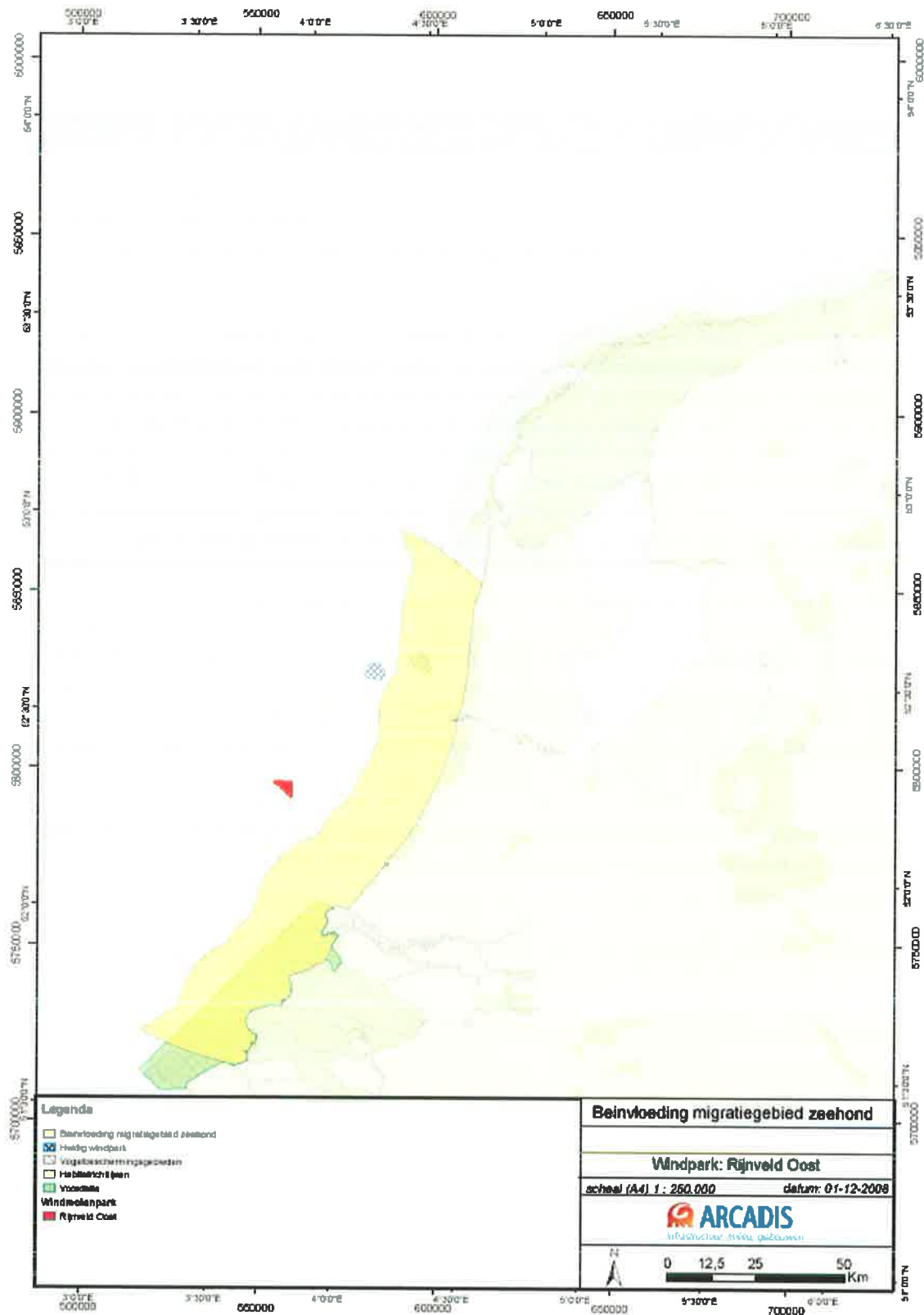
* de buitenste grens van de beïnvloedingszone voor zeehonden en Bruinvissen is gemarkeerd door de grenswaarde voor 'avoidance' uit Tabel 13; voor vissen betreft het de grenswaarde voor tijdelijke doofheid (TTS).

Een 'worst-case' aanname is dat Bruinvissen en zeehonden de gehele beïnvloedingszone in de periode dat de heiwerkzaamheden plaatshebben zullen mijden. Voor Gewone zeehonden zou dit betekenen dat zo'n 630 dieren die zich op enig moment normaliter in dit deel van de Noordzee bevinden (afgeleid van Reijnders *et al*, 2000 en Brasseur *et al*, 2004)¹⁶ hier tijdens het bouwseizoen niet zullen komen. Dit betreft ongeveer 14% van de totale Nederlandse populatie. Aangezien het beïnvloedingsgebied zich tot in de kustzone uitstrekt (Figuur 20), betekent dit ook dat zeehonden kunnen worden gehinderd in hun, voor de voortplanting en de uitwisseling tussen populaties belangrijke migratie van de Waddenzee naar de Voordelta en vice versa.

Het deel van de Noordzee dat tijdens de bouwfase tot een reactie bij Bruinvissen zou kunnen leiden, vormt normaliter het leefgebied voor ongeveer 180 Bruinvissen (uitgaande van een dichtheid van 0,4 per km²). Dit betreft ongeveer 0,12% van het maximale aantal, in het Zuidelijk deel van de Noordzee voorkomende Bruinvissen en 0,04 tot 0,06 % van het aantal in de hele Noordzee. Dit is op populatieniveau een dermate klein effect dat effecten op het aantal, in het Natura-2000 gebied Noordzeekustzone voorkomende Bruinvissen kunnen worden uitgesloten.

Voor vissen, het voedsel van zeehonden en Bruinvissen, geldt dat tijdelijke effecten van het heien in een relatief klein deel van het totale foerageergebied voor zeezoogdieren zijn te verwachten. Effecten op populatieniveau, en dus op de totale voedselvoorraad voor zeezoogdieren, kunnen worden uitgesloten.

¹⁶ Het aantal, op een bepaald moment normaliter in het beïnvloedingsgebied aanwezige zeehonden, is berekend uit de door Reijnders e.a. (2000) en Brasseur *et al*. (2004) gegeven 'kanskaarten' (zie ook Figuur 10 in Hoofdstuk 5). In deze kaarten wordt op basis van de omvang van de populaties in de Waddenzee en de Voordelta de kans op het aantreffen van 1 individu per 4 km² weergegeven. Het totale aantal individuen is berekend door per kansklasse de oppervlakte binnen de contour van het beïnvloedingsgebied te bepalen en deze vervolgens gewogen te sommeren. Deling van dit getal door 4 (de kansen zijn per hok van 4 km² bepaald) levert het totaal aantal zeehonden in het beïnvloedingsgebied op.



Figuur 20: beïnvloedingsgebied in de kustzone door heiwerkzaamheden in de aanlegfase van windpark Rijnveld Oost

Nuancering m.b.t. migratiegedrag zeehonden

Men kan zich afvragen of het totale beïnvloedingsgebied zo lang er geheid wordt inderdaad in zijn geheel door zeehonden wordt gemeden. De grenswaarden aan de hand waarvan de effectafstanden voor 'avoidance' zijn bepaald, zijn afgeleid uit resultaten van experimenteel onderzoek in bassins (o.a. Kastelein *et al*, 2006). De daar heersende omstandigheden wijken sterk af van veldsituaties. De term 'avoidance' heeft betrekking op het gebied waarbinnen een gedragsreactie op kan treden naar aanleiding van een kunstmatig geluid en betreft dus geen fysiek effect zoals tijdelijke of permanente gehoorbeschadiging (respectievelijk weergegeven door de termen TTS en PTS). Het gebied waarbinnen een gedragsverandering *kan* optreden ('avoidance') strekt zich uit vanaf de TTS grens tot de grens waarbij het geluid een zodanig laag niveau heeft aangenomen dat geen reactie op het geluid meer wordt verwacht. Gezien het drukke gebruik van de Noordzee door scheepvaart, visserij, zandwinning etc. is het aannemelijk dat de buitenste grens van 'avoidance' gemarkeerd wordt door een opgaan in andere kunstmatige achtergrondgeluiden (of opgaan in natuurlijke geluiden bijvoorbeeld bij optredende hevige neerslag zoals hagel wat ook tot een hoog geluidsniveau leidt). Welke gedragsverandering optreedt is zeer moeilijk aan te geven omdat de dieren geen 'mechanische' reflex zullen vertonen. Zo is bekend dat individuele zeehonden zeer verschillend op menselijke aanwezigheid en/of geluiden reageren. Nieuwsgierige dieren zullen een geluidsbron aanvankelijk naderen, terwijl angstige dieren een bron eerder zullen mijden. Het is aannemelijk dat naarmate een dier de TTS zone dichtert nadert de reactie meer mijdend zal zijn, terwijl bij de uiterste grens van het 'avoidance' gebied de reactie neutraal of afwezig zal zijn. Het al dan niet optreden van een gedragsreactie in een gebied met een verhoogd geluidsniveau door ofwel het gebied te mijden ofwel het geluid te negeren en door het gebied heen te zwemmen hangt (naast individuele verschillen) ook af van de 'motivatie' van een dier. Een hoge motivatie kan bestaan uit de aanwezigheid van voedsel maar ook uit het verlangen om naar een ander gebied te gaan, bijvoorbeeld in geval van een drachtig zeehond-vrouwtje dat, komend vanuit het Deltagebied in de Waddenzee haar jong wil werpen.

Voor zeehonden, waarvan bekend is dat gebieden met relatief hoge geluidsniveaus¹⁷, zoals de zeer druk bevaren toegangsheuvel tot de Rotterdamse haven, overgestoken worden, wordt de hiervoor beschreven 'worst-case' schatting (het gehele beïnvloedingsgebied wordt gemeden) als volgt genuanceerd. Hierbij zijn als uitgangspunten gehanteerd:

- Voor het heien van de 45 monopaalfunderingen voor windpark Rijnveld Oost wordt tijdens de bouwphase (van ca. 6 maanden) op zijn hoogst in 3 dagen steeds 2 x 3 uur geheid (3 uur per dag); voor het heien van 1 monopaalfundering is een heiperiode van 3 uur nodig;
- Zeehonden die van het Deltagebied naar de Waddenzee zwemmen en vice versa maken in gelijke mate overdag en 's nachts gebruik van een strook langs de kust van 20 km breed;

¹⁷ Voor zeehond gewogen bronniveaus van een koopvaardijsschip van 100 m lang liggen tussen 171 en 180 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{m}^2$ (zie Bijlage VIII); de bijbehorende, door Verboom berekende reactieafstanden ('avoidance') bedragen respectievelijk 1,7 en 4,8 km.

- De kortste afstand tussen de heilocatie en de kustlijn (= lijn loodrecht op de kust vanaf de heilocatie) is bepalend voor het effect op zeehonden, omdat het geluidsniveau in de migratiezone daar het hoogst is;
- De grenswaarden voor de TTS-zone (tijdelijke doofheid) en die voor 'avoidance' worden cf. Kastelein *et al.* (2008) op respectievelijk 4 km en 80 km van de heilocatie bereikt.

Het relatieve effect op migrerende zeehonden is als volgt berekend:

- Tijdens de aanleg treedt per 72 uur maximaal gedurende 6 uur (2 x 3 uur) een toename van het geluidsniveau als gevolg van heien op (dit is 8,3% van de tijd); bij perfecte weersomstandigheden zou dit betekenen dat de bouwfase voor wat betreft het heien van 45 palen na 68 dagen (= ruim 2 maanden) gereed is. Op grond van praktijkervaringen kan echter worden aangenomen dat voor het heien van de funderingen een groter deel van de totale geschatte bouwfase van 6 maanden (= ca. 180 dagen) nodig zal zijn. Als de gehele bouwfase van 6 maanden moet worden benut, bedraagt de relatieve 'heittijd' 3,1% (45 x 3 uur in 180 dagen), waarbij er na twee achtereenvolgende 'heidagen' altijd één dag niet wordt geheid; dit betekent dat er gedurende bijna 97% van de tijd een ongehinderde doorgang voor zeehonden mogelijk is (of 91,7% als wordt uitgegaan van een periode van 2 maanden met zeer gunstige weersomstandigheden);
- De kustlijn en de zeewaartse grens van de migratiezone liggen via de kortste lijn op respectievelijk 35 km en 15 km vanaf de heilocatie voor windpark Rijnveld Oost; dit betekent dat de gehele migratiezone voor zeehonden buiten de TTS-zone ligt, maar wel in zijn geheel binnen de 'avoidance' zone.
- Als 'worst-case' wordt aangenomen dat de migratiezone tijdens de heiwerkzaamheden door zeehonden wordt gemeden, dan betekent dit dus dat gedurende 6 maanden 3,1% van de migrerende zeehonden zal worden gehinderd door het onderwatergeluid van het heien (of 8,3% als wordt uitgegaan van de minimale heiperiode van ca. 2 maanden).

Hoe werkt dit nu door op de zeehondenpopulatie? Zoals eerder aangegeven, vervult de kuststrook een belangrijke functie voor de uitwisseling tussen de zeehondenpopulatie van het Deltagebied (Voordelta, Ooster- en Westerschelde) en die van de Waddenzee. Uit de resultaten van zenderonderzoek komt naar voren dat drachtige vrouwtjes geneigd zijn tussen half mei en half juni naar de Waddenzee te migreren, daar hun jong te werpen en te zogen en vervolgens, met jong, weer naar het Deltagebied terug te zwemmen (Brasseur & Reijnders, 2001). Vooral voor deze drachtige vrouwtjes zou het heigeluid negatief kunnen zijn. In het ergste geval wordt een zeehondenvrouwtje zo in haar 'migratiedrang' gestoord dat zij een miskraam krijgt. Aangenomen dat alle vrouwtjes in het Deltagebied hun jong in de Waddenzee werpen en uitgaande van de hiervoor berekende effectpercentages dan zou dit tot 3,1 tot 8,3% van de zwangere vrouwtjes uit het Deltagebied kunnen treffen. De deltapopulatie bestaat uit ongeveer 150 dieren, waarvan de helft vrouwtjes. Op basis van Brasseur & Reijnders (2001) wordt ervan uitgegaan dat in enig jaar een derde deel van de vrouwtjes drachtig is. Per jaar zouden dan dus 25 dieren worden geboren. Als 3,1 tot 8,3% van de drachtige vrouwtjes in het jaar dat de heiwerkzaamheden plaatsvinden een miskraam krijgen, zullen er maximaal in dat jaar 1 tot 2 jongen minder worden geboren (eigenlijk 0,8 tot 2,1).

Effecten kwaliteit Natura-2000 gebieden

Tijdens de heiwerkzaamheden voor de aanleg van windpark Rijnveld Oost zullen ook delen van de Natura 2000-gebieden Voordelta en Noordzeekustzone binnen de gedragsreactiecontour van 80 km voor zeehonden vallen (Figuur 20). Het beïnvloedingsgebied beslaat met ongeveer 746 km² bijna 81% van de totale oppervlakte van 922,71 km² van het Natura-2000 Voordelta (Aanwijzingsbesluit Voordelta, ministerie LNV d.d. 19 februari 2008) en met 63 km² ongeveer 5% van de Noordzeekustzone (Ontwerpbesluit Noordzeekustzone, ministerie LNV d.d. 16 april 2007). Analoog aan de redenering voor de migratie van zeehonden langs de Hollandse kust geldt ook hier dat het door het heigeluid beïnvloede deel van het foerageergebied voor zeehonden voor het grootste deel van de tijd in de aanlegfase niet negatief wordt beïnvloed; als wordt uitgegaan van een 6 maanden durende bouwfase dan zal er gedurende bijna 97% van de tijd niet worden geheid. In de tijd dat er wél wordt geheid (3% van de tijd), zal het water in de Natura-2000 gebieden dat binnen de gedragsreactiecontour valt mogelijk worden gemeden door foeragerende zeehonden.

7.5.2 BEOORDELING EFFECTEN

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

De voorspelde effecten op de populatie van zeehonden zijn tweeledig:

- In het jaar dat windpark Rijnveld Oost wordt aangelegd, zal de zeehondenpopulatie van het Deltagebied maximaal 3,1 tot 8,3% minder (in de Waddenzee geboren) jongen voortbrengen. Dit betekent dat er 23 of 24 in plaats van 25 jongen worden geboren. Het (veel grotere) aantal geboorten in de Waddenzee-populatie wordt niet negatief beïnvloed. Dit effect wordt als niet significant beoordeeld, omdat:
 - de omvang van de totale, autonoom snel groeiende Nederlandse populatie door dit kleine en tijdelijke effect niet negatief wordt beïnvloed; ter illustratie: de zeehondenpopulatie in de Waddenzee bestaat uit ca. 4500 dieren, waarvan een derde deel van de vrouwtjes jaarlijks een jong voortbrengt (750); het totaal aantal, jaarlijks geboren jongen in de Nederlandse populatie bedraagt dus 775; een eenmalige reductie van het aantal geboorten met maximaal 1 tot 2 jongen bedraagt daarmee slechts 0,1 tot 0,3%.
 - de omvang van de Deltapopulatie niet negatief wordt beïnvloed, omdat het aantal in de Waddenzee geboren jongen van vrouwtjes afkomstig van de Voordelta niet bepalend is voor de omvang ervan. De omvang van de, nog niet als zelfstandig te beschouwen populatie in het Deltagebied wordt vooral bepaald door de immigratie en emigratie van zeehonden van en naar de (internationale) Waddenzee. Het effect verhindert evenmin het bereiken van het in het aanwijzingsbesluit Voordelta opgenomen instandhoudingsdoel, dat stelt dat de populatie in het Deltagebied zich moet uitbreiden tot een zich zelfstandig

voortplantende populatie van 200 exemplaren. De belangrijkste maatregel die hiervoor moet worden genomen, betreft het vergroten van het areaal rustige ligplaatsen voor voortplanting en het grootbrengen van jongen (Aanwijzingsbesluit Voordelta, ministerie LNV d.d. 19 februari 2008).

- Het tweede effect betreft tijdelijke afname van de kwaliteit van de Voordelta en Noordzeekustzone als foerageergebied voor zeehonden¹⁸. Ook dit effect wordt als niet-significant beoordeeld, omdat het een effect betreft dat tijdens de bouwfase van (waarschijnlijk) 6 maanden gedurende maximaal 3,1% van de tijd zeehonden verhindert in delen van de Voordelta (81% van de totale oppervlakte) en de Noordzeekustzone (5% van de totale oppervlakte) te foerageren. Hierbij is er ook nog van uitgegaan dat zeehonden zich niet aan de omstandigheden zullen aanpassen door in de delen van de Natura-2000 gebieden (of daarbuiten!) te foerageren waar de geluidsniveaus lager zijn.

¹⁸ De kwaliteit van de Voordelta als rustgebied voor zeehonden wordt niet negatief beïnvloed, omdat de rustgebieden, te weten droogvallende platen, boven water liggen. Het door de heiwerkzaamheden veroorzaakte geluid verplaatst zich niet over zulke grote afstanden door de lucht.

7.6 INTERNE ACCUMULATIE

Indien we de effecten van de verschillende mogelijke sterftegevallen – aanvaringsslachtoffers voor migratievogels en kolonievogels en de slachtoffers door voedseltekort – optellen, komen we voor de broedende Kleine mantelmeeuw uit Natura 2000-gebied Zwanenwater & Pettemerduinen op een additionele sterfte van 0,75% van de jaarlijkse sterfte en voor het gebied Duinen en Lage Land Texel op 0,32%. Voor het gebied Krammer-Volkerak en in het Veerse Meer komen de geaccumuleerde effecten op respectievelijk 0,41% en 0,43% (Tabel 34).

Tabel 34: intern gecumuleerde effecten van windpark Rijnveld Oost op Kleine mantelmeeuw kolonies in Natura 2000-gebieden¹⁹

Vogels	Natura 2000-gebied	% van jaarlijkse sterfte door aanvaringen	% populatie-effect reductie aanwas	som %
Kleine mantelmeeuw	Duinen en Lage Land Texel	0,02	0,3	0,32
Kleine mantelmeeuw	Zwanenwater & Pettemerduinen	0,45	0,3	0,75
Kleine mantelmeeuw	Veerse Meer	0,23	0,2	0,43
Kleine mantelmeeuw	Krammer-Volkerak	0,21	0,2	0,41

Voor alle kolonies van de Kleine mantelmeeuw in de relevante Natura2000-gebieden blijven de geaccumuleerde effecten onder de 1% op populatieniveau. Dit betekent dat significante effecten op de instandhoudingsdoelstellingen voor de Kleine mantelmeeuw in deze gebieden kunnen worden uitgesloten.

¹⁹ Op zich is het optellen van sterfte door aanvaring met de reductie van de aanwas door voedseltekort aanvechtbaar. Immers het gaat om effecten die op verschillende delen van een populatie vogels aangrijpen en ook nog op verschillende momenten: aanvaringen op adulten tijdens de aanwezigheid van het park, voedseltekort op kuikens tijdens de aanleg van het park. Toch zijn het allebei effecten die doorwerken op de *fitness* van de populatie, op populatieniveau zijn doorgerekend en allebei een "significantiegrens" hebben van 1%. Voorts is het ook een worstcase scenario om deze effecten wel op te tellen. In andere woorden: alhoewel hier appels en peren worden opgeteld, het gaat wel in beide gevallen om stuks fruit.

8 Effecten op Natura 2000-gebieden

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

Tabel 35: overzichtstabel van de resultaten van de toetsing van de effecten van de aanleg en aanwezigheid van windpark Rijnveld Oost aan de instandhoudingsdoelstellingen van de genoemde Natura 2000-gebieden. Groen gekleurde cellen geven aan dat significante effecten op de Natura 2000-gebieden kunnen worden uitgesloten.

Natura 2000-gebied	Aanvaringen vogels	Vislarven	Zee-zoogdieren	Accumulatie
Lauwersmeer				
Duinen Terschelling				
Duinen Vlieland				
Duinen Texel				
Duinen Ameland				
Duinen Schiermonnikoog				
IJsselmeer				
Zwanenwater & Pettemerduinen				
Voornes Duin				
Duinen Goeree & Kwade Hoek				
Haringvliet				
Grevelingen				
Krammer-Volkerak				
Hollands Diep				
Veerse Meer				
Noordzeekustzone				
Waddenzee				
Voordelta				
Oosterschelde				
Zoommeer				
Markiezaat				
Zwin & Kievittepolder				
Westerschelde & Saeftinghe				
Bempton Cliffs, VK				
Helgoland, D				
Bass Rock, VK				

Nieuw aangemelde gebieden

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

8.1 LAUWERSMEER

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

8.2 WADDENZEE

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

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

De effecten van de aanleg van het windpark heeft via de effecten van de verminderde vislarvenaivoer ook een negatief effect op de kinderkamerfunctie, maar vanwege het eenmalige effect worden significante effecten uitgesloten.

Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de fundering heeft een effect op de Gewone en Grijsze zeehond: een deel van het foerageergebied van de zeehonden (buiten de Waddenzee zelf) wordt beïnvloed (extern effect), en kan leiden tot een verminderde geschiktheid van het gebied om te foerageren. Vanwege de tijdelijke aard van het

heien en de omvang van het foerageergebied is dit effect zowel in de ruimte als de tijd van beperkte aard en worden significante effecten uitgesloten. Voor onderwatergeluid dat tijdens de aanwezigheid wordt gegenereerd zijn de negatieve effecten zeer beperkt; ook hiervoor worden significant negatieve effecten uitgesloten.

8.3 DUINEN TERSCHELLING

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

8.4 DUINEN VLIELAND

Voor het gebied Duinen Vlieland zijn uitsluitend negatieve effecten mogelijk voor vogels die foerageren op vis in de Waddenzee of de Noordzeekustzone. Voor de Duinen van Vlieland is een mogelijk beïnvloede soort de Kleine mantelmeeuw, aangewezen als broedvogel. De vislarvensterfte en de daaruit volgende afname van voedselbeschikbaarheid voor deze soort leidt tot maximale effecten op populatieniveau van 0,3% en zijn daarmee niet significant. Aanleg van het windpark Rijnveld Oost doet daarom geen afbreuk aan de instandhoudingsdoelen voor Duinen Vlieland.

8.5 DUINEN AMELAND

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

8.6 DUINEN SCHIERMONNIKOOG

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

8.7 DUINEN EN LAGE LAND TEXEL

Voor het gebied Duinen en Lage Land Texel zijn effecten mogelijk voor de Kleine mantelmeeuwen die foerageren op vis in de Waddenzee of de Noordzeekustzone. De Kleine mantelmeeuwen zullen op hun foerageertochten op zee tot in windpark Rijnveld Oost kunnen komen. Door aanvaringen met windmolens kan sterfte optreden; de verwachte additionele sterfte is met 0,02%. Na accumulatie met het effect van voedselreductie, 0,3%, komt het totale maximale effect op 0,32%. Aanleg van het windpark Rijnveld Oost doet daarom geen afbreuk aan de instandhoudingsdoelen voor Duinen en Lage Land van Texel.

8.8 NOORDZEEKUSTZONE

Voor de Noordzeekustzone worden geen aangewezen broedvogels negatief beïnvloed. Bruinvissen en zeehonden krijgen te maken met een iets verminderd voedselaanbod (tijdelijk) door vislarvensterfte ten gevolge van heien. De effecten op populatieniveau zijn beperkt, voor zeehond en Bruinvis respectievelijk 0,1% en 0,2% en doen geen afbreuk aan de instandhoudingsdoelstellingen voor deze soorten.

Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de fundering heeft een effect op de Gewone en Grijsze zeehond en de Bruinvis: een deel van het foerageergebied van de zeehonden en de Bruinvis wordt beïnvloed (extern effect), en kan leiden tot een verminderde geschiktheid van het gebied om te foerageren. Vanwege de tijdelijke aard van het heien en de omvang van het foerageergebied is dit effect zowel in de ruimte als de tijd van beperkte aard en worden significante effecten uitgesloten. Voor onderwatergeluid dat tijdens de aanwezigheid wordt gegenereerd zijn de negatieve effecten zeer beperkt; ook hiervoor worden significant negatieve effecten uitgesloten.

8.9 IJSSELMEER

Voor het IJsselmeer zijn uitsluitend effecten mogelijk voor vogels die foerageren op vis in de Waddenzee of de Noordzeekustzone. Voor het IJsselmeer is de Visdief de enige mogelijk beïnvloede soort. Deze soort zal grotendeels foerageren binnen het IJsselmeer zelf. De vislarvensterfte en de daaruit volgende afname van voedselbeschikbaarheid voor visdieven die in de Noordzeekustzone en de Waddenzee foerageren leidt tot effecten op populatieniveau van maximaal 0,4%. Aangezien visdieven uit het IJsselmeer grotendeels in het IJsselmeer zelf foerageren, is het effect op deze vogels flink geringer dan deze berekende 0,4%. Significante effecten op deze vogel en daarmee op het Natura 2000-gebied zelf zijn daarmee uitgesloten.

8.10 ZWANENWATER EN PETTEMERDUINEN

Voor het gebied Zwanenwater en Pettemerduinen zijn effecten mogelijk voor vogels die foerageren op vis in de Waddenzee, de Noordzee(kustzone) of de Delta. De mogelijk beïnvloede soort in Zwanenwater en Pettemerduinen is de Kleine mantelmeeuw. De Kleine mantelmeeuwen zullen op hun foerageertochten op zee tot in windpark Rijnveld Oost kunnen komen. Door aanvaringen met windmolens kan sterfte optreden; de verwachte additionele sterfte is met 0,45%. Na accumulatie met het effect van voedselreductie, 0,3%, komt het totale maximale effect op 0,75%. De aanleg van Rijnveld Oost doet geen afbreuk aan de instandhoudingsdoelen voor Zwanenwater en Pettemerduinen.

8.11 VOORNES DUIN

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

8.12 DUINEN GOEREE EN KWADE HOEK

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

8.13 HARINGVLIET

In het Haringvliet zijn uitsluitend effecten mogelijk voor vogels die foerageren op vis in de Delta. In dit gebied bevinden zich kolonies van Grote stern, een mogelijk beïnvloede soort door aanleg van het windpark Rijnveld Oost. De vislarvensterfte en de daaruit volgende afname van voedselbeschikbaarheid voor deze soort leidt tot een effect op populatieniveau op 0,3% en leidt dus niet tot significante effecten op deze soort. Aanleg van het windpark Rijnveld Oost doet daarom geen afbreuk aan de instandhoudingsdoelen voor het Haringvliet.

8.14 GREVELINGEN

In de Grevelingen zijn uitsluitend effecten mogelijk voor vogels die foerageren op vis in de Delta. In dit gebied bevinden zich kolonies van Grote stern, een mogelijk beïnvloede soort door aanleg van het windpark Rijnveld Oost. De vislarvensterfte en de daaruit volgende afname van voedselbeschikbaarheid voor deze soort leidt tot een effect op populatieniveau op 0,3% en leidt dus niet tot significante effecten op deze soort. Aanleg van het windpark Rijnveld Oost doet daarom geen afbreuk aan de instandhoudingsdoelen voor de Grevelingen.

8.15 KRAMMER-VOLKERAK

In het Krammer-Volkerak zijn effecten mogelijk voor vogels die foerageren op vis in de Delta en vogels die in aanvaring kunnen komen met windpark Rijnveld Oost. In het Krammer-Volkerak bevinden zich mogelijk beïnvloede kolonies van Kleine mantelmeeuw en Visdief. De vislarvensterfte en de daaruit volgende afname van voedselbeschikbaarheid voor deze soorten leiden tot een respectievelijk effect van 0,2% en 0,3% (er van uitgaande dat zij alleen op zee foerageren, verwacht mag worden dat ze grotendeels binnen de Delta foerageren zodat de additionele sterfte lager zal zijn) en leiden dus niet tot significante effecten op populaties van deze visetende vogels. Tezamen met de aanvaringslachtoffers, 0,21%, leidt dit tot een effect van 0,41% en dus niet tot significante effecten op deze populatie. Geconcludeerd wordt dat aanleg van Rijnveld Oost geen afbreuk doet aan de instandhoudingsdoelen voor het Krammer-Volkerak.

8.16 HOLLANDS DIEP

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

8.17 VEERSE MEER

In het Veerse Meer zijn effecten mogelijk voor vogels die foerageren op vis in de Delta, waarbij het alleen gaat om de Kleine mantelmeeuw. De vislarvensterfte en de daaruit volgende afname

van voedselbeschikbaarheid leidt voor de Kleine mantelmeeuw tot een effect op populatieniveau op 0,2% (er van uitgaande dat zij alleen op zee foerageren, verwacht mag worden dat ze deels ook binnen de Delta foerageren zodat de additionele sterfte lager zal zijn). Tezamen met de aanvaringsslachtoffers, 0,23%, leidt dit tot een effect van 0,43% en dus niet tot significante effecten op deze populatie. Geconcludeerd wordt dat aanleg van Rijnveld Oost geen afbreuk doet aan de instandhoudingsdoelen voor het Veerse Meer.

8.18 VOORDELTA

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

Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de fundering heeft een effect op de Gewone en Grijsze zeehond: een deel van het foerageergebied van de zeehonden wordt beïnvloed (extern effect), en kan leiden tot een verminderde geschiktheid van het gebied om te foerageren. Vanwege de tijdelijke aard van het heien en de omvang van het foerageergebied is dit effect zowel in de ruimte als de tijd van beperkte aard en worden significante effecten uitgesloten. Voor onderwatergeluid dat tijdens de aanwezigheid wordt gegenereerd zijn de negatieve effecten zeer beperkt; ook hiervoor worden significant negatieve effecten uitgesloten.

De migratieroute van de Gewone zeehond tussen de Voordelta en de Waddenzee wordt door het onderwatergeluid voor korte tijd, gedurende het heien, verstoord. De tijdsspanne en omvang van de verstoring zijn echter dermate beperkt dat significante effecten op de Gewone zeehond kunnen worden uitgesloten.

Aanleg van het windpark Rijnveld Oost doet daarom geen afbreuk aan instandhoudingsdoelstellingen voor het gebied Voordelta.

8.19 OOSTERSCHELDE

Voor de Oosterschelde zijn voor wat betreft vogels uitsluitend effecten mogelijk voor soorten die foerageren op vis in de Noordzee(kustzone) of de Delta. In dit gebied bevinden zich kolonies van Grote stern, Noordse stern en Visdief, mogelijk beïnvloede soorten door aanleg van het windpark Rijnveld Oost. De vislarvensterfte en de daaruit volgende afname van voedselbeschikbaarheid voor vogels leidt tot een effect op populatieniveau van maximaal 0,3%, dat niet significant is. Zeehonden krijgen te maken met een iets verminderd voedselaanbod (tijdelijk) door vislarvensterfte ten gevolge van heien. Hun dieet is echter dusdanig breed en bevat ook niet-beïnvloede soorten vis, dat effecten op populatieniveau zeer gering zijn, 0,1%, en geen afbreuk doen aan de instandhoudingsdoelstellingen.

Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de fundering heeft een effect op de Gewone zeehond: een deel van het foerageergebied van de zeehonden (buiten

de Oosterschelde zelf) wordt beïnvloed (extern effect), en kan leiden tot een verminderde geschiktheid van het gebied om te foerageren. Vanwege de tijdelijke aard van het heien en de omvang van het foerageergebied is dit effect zowel in de ruimte als de tijd van beperkte aard en worden significante effecten uitgesloten. Voor onderwatergeluid dat tijdens de aanwezigheid wordt gegenereerd zijn de negatieve effecten zeer beperkt; ook hiervoor worden significant negatieve effecten uitgesloten.

De migratieroute van de Gewone zeehond tussen de Voordelta en de Waddenzee wordt door het onderwatergeluid voor korte tijd, gedurende het heien, verstoord. De tijdsspanne en omvang van de verstoring zijn echter dermate beperkt dat significante effecten op de Gewone zeehond kunnen worden uitgesloten.

Aanleg van het windpark Rijnveld Oost doet daarom geen afbreuk aan instandhoudingsdoelstellingen voor het gebied Oosterschelde.

8.20 ZOOMMEER

Voor het Zoommeer zijn uitsluitend effecten mogelijk voor vogels die foerageren op vis in de Noordzee(kustzone) of de Delta. In dit gebied bevinden zich kolonies van Visdief, een mogelijk beïnvloede soort door aanleg van het windpark Rijnveld Oost. De vislarvensterfte en de daaruit volgende afname van voedselbeschikbaarheid voor deze soort leidt tot een additioneel effect op populatieniveau van 0,3% voor de Visdief (er van uitgaande dat zij alleen op zee foerageren, verwacht mag worden dat ze grotendeels binnen de Delta foerageren zodat de additionele sterfte lager zal zijn) en leidt dus niet tot significante effecten op populaties van de Visdief.

Aanleg van het windpark Rijnveld Oost doet daarom geen afbreuk aan de instandhoudingsdoelen voor het Zoommeer.

8.21 MARKIEZAAT

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

8.22 ZWIN & KIEVITTEPOLDER

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

8.23 WESTERSCHELDE EN SAEFTINGHE

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

voedselbeschikbaarheid voor vogels leidt tot een effect op populatieniveau van maximaal 0,3%, dat niet significant is.

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

Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de fundering heeft een effect op de Gewone zeehond: een deel van het foerageergebied van de zeehonden (buiten de Westerschelde en Saeftinghe zelf) wordt beïnvloed (extern effect), en kan leiden tot een verminderde geschiktheid van het gebied om te foerageren. Vanwege de tijdelijke aard van het heien en de omvang van het foerageergebied is dit effect zowel in de ruimte als de tijd van beperkte aard en worden significante effecten uitgesloten. Voor onderwatergeluid dat tijdens de aanwezigheid wordt gegenereerd zijn de negatieve effecten zeer beperkt; ook hiervoor worden significant negatieve effecten uitgesloten.

De migratieroute van de Gewone zeehond tussen de Voordelta en de Waddenzee wordt door het onderwatergeluid voor korte tijd, gedurende het heien, verstoord. De tijdsspanne en omvang van de verstoring zijn echter dermate beperkt dat significante effecten op de Gewone zeehond kunnen worden uitgesloten.

Aanleg van het windpark Rijnveld Oost doet daarom geen afbreuk aan instandhoudingsdoelstellingen voor het gebied Westerschelde en Saeftinghe.

8.24 BEMPTON CLIFFS

Het gebied Bempton Cliffs in het Verenigd Koninkrijk wordt niet direct beïnvloed, er zijn uitsluitend effecten mogelijk voor vogels die foerageren op vis in de Noordzee. In Bempton Cliffs bevindt zich een kolonie van Jan van genten, die op hun foerageertochten op zee tot in windpark Rijnveld Oost kunnen komen. Door aanvaringen met windmolens kan sterfte optreden; de verwachte additionele sterfte is kleiner dan 0,01% en dus verwaarloosbaar klein. Het aantal foeragerende Jan van genten binnen het invloedsgebied van Rijnveld Oost is dusdanig klein dat verminderde voedselbeschikbaarheid geen invloed heeft op het populatieniveau van deze soort.

8.25 BASS ROCK

Hele verre vliegers van de kolonie Jan van genten op Bass Rock kunnen het park net bereiken. Dit is echter een verwaarloosbaar percentage ten opzichte van de zeer grote aantallen in die kolonie (Hamer *et al*, 2007) en het windpark zal derhalve geen invloed op de kolonie hebben.

8.26 HELGOLAND

Voor het gebied Helgoland in Duitsland zijn uitsluitend effecten mogelijk voor vogels die foerageren op vis in de Noordzee. Op Helgoland bevindt zich een kolonie van Jan van genten,

die op hun foerageertochten op zee tot in windpark Rijnveld Oost kunnen komen. Door aanvaringen met windmolens kan sterfte optreden; de verwachte additionele sterfte is met 0.03% echter dusdanig klein dat dit niet leidt tot afbreuk aan de instandhoudingsdoelstellingen voor het gebied. Het aantal foeragerende Jan van genten binnen het invloedsgebied van Rijnveld Oost is dusdanig klein dat verminderde voedselbeschikbaarheid geen invloed heeft op populatieniveau van deze soort.

9 Cumulatie

9.1 ACHTERGROND CUMULATIE

9.1.1 WETTELIJK KADER

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

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

Het werkdocument 'Wat telt mee voor Cumulatie' (Alterra, 2007) bevat een voorlopige handreiking voor de inventarisatie van relevante activiteiten. Wat volgens de handreiking in ieder geval in de beoordeling van cumulatieve effecten moet worden meegenomen zijn:

- Alle geplande of reeds in uitvoering zijnde activiteiten waarover (op het moment dat over de vergunningsverlening voor de eigen activiteit beslist moet worden) reeds een definitief bestuurlijk besluit is genomen en waarvoor de kans bestaat dat ze een negatief gevolg hebben voor dezelfde instandhoudingsdoelstellingen als waarop de eigen activiteit invloed zou kunnen hebben.
- Bestaande negatieve effecten die samen met de effecten van de eigen activiteit een mogelijke interactief gevolg voor de instandhoudingsdoelstellingen hebben (bijvoorbeeld wanneer in combinatie met een bestaande belasting een grenswaarde overschreden kan worden). Denk bijvoorbeeld aan verontreinigingen, geluid en ammoniak. Dit wordt aangeduid als 'bestaand gebruik' en wordt in de toekomst per Natura 2000-gebied vastgelegd in het beheersplan.
- Activiteiten conform het beheerplan waarvan de effecten mogelijk cumuleren met die van de eigen activiteit.

Wat volgens de handreiking (formeel) buiten beschouwing kan blijven zijn:

- Alle activiteiten die nog niet ver genoeg gevorderd zijn. Die moeten in hun eigen beoordelingstraject namelijk rekening houden met *alle* activiteiten die al wel ver genoeg gevorderd zijn. Op dit moment biedt de bestaande jurisprudentie nog onvoldoende houvast om te bepalen wanneer een activiteit zeker niet meegenomen hoeft te worden. Aangeraden wordt om activiteiten waarover twijfel kan bestaan in ieder geval mee te nemen.

- Activiteiten waarvoor reeds in een effectbeoordeling is vastgesteld dat ze met zekerheid geen negatief gevolg zullen hebben voor de instandhoudingsdoelstellingen waarop de eigen activiteit mogelijk effect heeft.

9.1.2 LIJST MET (MOGELIJK) TE BEOORDELEN PROJECTEN/HANDELINGEN

Andere plannen of projecten (waarvoor ten minste een aanvraag ligt of een ontwerpbesluit is genomen):

- Geprojecteerde windparken
- Tweede Maasvlakte
- Toekomstige zandwinning Noordzee

Andere handelingen (bestaand gebruik en niet vergund):

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

Dit toetsingskader in ogenschouw nemende, betekent dit dus dat de handelingen die onder bestaand gebruik vallen en dus niet vergund zijn, hier niet in de cumulatie hoeven te worden meegenomen. De effecten vanuit de aanwezigheid van de twee reeds gerealiseerde windparken in de Noordzee, OWEZ en Prinses Amalia Park (Q7), worden niet onder cumulatieve effecten geschaard in deze PB. Het betreft hier immers reeds (Nbwet) vergunde projecten, die reeds zijn uitgevoerd en waarvan de effecten als niet significant negatief zijn beoordeeld in de betreffende MER-en; deze worden derhalve niet meegenomen in onze cumulatie.

9.1.3 BEOORDELINGSKADER

Bovengenoemde lijst geeft aan welke plannen en projecten in combinatie met de aanleg en exploitatie van het windmolenpark Rijnveld Oost mogelijk tot significantie zouden kunnen leiden als gevolg van cumulatie.

Voor deze plannen, projecten en andere handelingen is uitgezocht op welke Natura 2000-gebieden zij negatieve effecten kunnen hebben. Wanneer dit overeenkomt met het project Rijnveld Oost, is gekeken op welke kwalificerende soorten/habitats de effecten betrekking hebben. Pas wanneer dit overeenkomt is beoordeeld of het project Rijnveld Oost in combinatie met één of meerdere andere plannen of projecten tot significantie kan leiden.

9.2 RESULTATEN CUMULATIE MET ANDERE PROJECTEN OF PLANNEN

9.2.1 GEPROJECTEERDE WINDPARKEN

De ambitie van de overheid is om in 2020 6000 MW capaciteit aan windparken op het Nederlands deel van de Noordzee te hebben gerealiseerd. Voor de eerste tranche van deze windparken waarvoor subsidie vanuit het Ministerie van Economische Zaken beschikbaar is gemaakt, omvat dit een capaciteit van 450 MW. Dit is een capaciteit waarover een concreet besluit is genomen en waarvoor geld voor is vrijgemaakt, en is dus een in de nabije toekomst reëel scenario. In deze Passende Beoordeling wordt dan ook met de 450 MW als cumulatief scenario rekening gehouden. Dit betekent dat voor het geplande windpark Rijnveld Oost een of meerdere extra windpark(en) in cumulatie dient te worden meegenomen, tot aan een totale capaciteit van 450 MW.

De effecten van de windparken die in de cumulatie worden meegenomen zijn vergelijkbaar met de effecten zoals die voor het in deze PB beschreven windpark Rijnveld Oost. Er wordt hier dan ook niet verder ingegaan op achterliggende methoden en uitgangspunten.

In dit hoofdstuk zal ook geen verdere kwantitatieve uitwerking worden gegeven van de verschillende mogelijk cumulatieve effecten. Indien het "worst-case" uitgangspunt dient te worden gehanteerd is het afhankelijk van het type effect met welk potentieel windpark de effecten zouden dienen te worden beschreven. Voorts zijn de effecten dermate parkspecifiek dat uitkomsten van berekeningen per effect en per park nodig zijn om de cumulatieve effecten behoorlijk te kunnen beschrijven.

Wel zal worden aangegeven hoe eventuele cumulatieve effecten dienen te worden opgeteld, d.w.z. of interactie tussen effecten van windparken kan optreden, en van welke factoren deze (mate van) cumulatie afhankelijk is.

Aanvaringsslachtoffers migrerende vogels

Indien meerdere parken langs de Hollandse en/of Zeeuwse kust worden gebouwd, dan zullen de effecten op migrerende vogels tussen het VK en Nederland (en het achterland) cumuleren. Deze cumulatie vindt plaats zonder interactie; de effecten van andere windparken zullen die van Rijnveld Oost niet beïnvloeden, en de effecten kunnen dus direct worden opgeteld.

Het zal wel iets uitmaken welk cumulatieve park wordt gekozen; de noordelijk gelegen parken langs de Hollandse kust zullen relatief meer effect hebben op de trekvogels vanuit de Waddenzee.

Voor de parken boven de Waddeneilanden geldt dat cumulatie niet of alleen in zeer beperkte mate optreedt. De vogels die hier de Duitse Bocht oversteken zijn niet of nauwelijks de vogels die ook de Zuidelijke Bocht tussen het VK en Nederland oversteken.

Indien we de berekende effecten van windpark Rijnveld Oost op de additionele sterfte van de migrerende vogels bekijken, dan zien we dat deze zo gering zijn, dat bij cumulatie tot 450 MW met zekerheid significante effecten kunnen worden uitgesloten.

Aanvaringsslachtoffers kolonievogels

De vogels die als broedvogel in de Natura 2000-gebieden beschermd zijn kunnen ook cumulatieve effecten ondervinden van meerdere windparken. Ook hiervoor geldt dat de effecten optreden zonder interactie van windparken en dat het aantal slachtoffers lineair kan worden opgeteld.

Feitelijk gaat het in het geval van cumulatie voor Rijnveld Oost om twee soorten vogels: de Kleine mantelmeeuw en de Jan van gent. Gezien de grote afstand van de mogelijke windparken op het NCP tot de broedkolonies van de Jan van gent kan worden uitgesloten dat er na cumulatie met Rijnveld Oost significante effecten optreden; immers, Rijnveld Oost geeft een additionele sterfte voor deze soort van 0 tot 0.03% en levert derhalve geen noemenswaardige bijdrage aan de additionele sterfte.

Voor de Kleine mantelmeeuw ligt dit anders. Rijnveld Oost geeft een berekende additionele sterfte van 0,02% voor de kolonie van Duinen en Lage Land Texel, 0,45% voor de kolonie in het Zwanenwater & Pettemerduinen en 0,21 en 0,23% voor de kolonies van respectievelijk Krammer-Volkerak en Veerse Meer. Indien andere parken vergelijkbare en hogere effecten geven voor deze vogelsoort, dan is het niet ondenkbaar dat in cumulatie tot 450 MW de additionele sterftepercentages boven de 1% komen en dat significante effecten niet meer op voorhand kunnen worden uitgesloten. Voor Rijnveld Oost zullen dergelijke effecten kunnen optreden met parken die in de buurt van Rijnveld Oost liggen en dan vooral met parken die dichtbij de bovengenoemde Natura 2000-gebieden liggen.

In dat geval dient door middel van een nadere analyse onderzocht te worden in hoeverre er daadwerkelijk sprake is van significante effecten. Immers, wanneer de berekende additionele sterfte onder de grens van één procent blijft, wordt dit resultaat als verwaarloosbaar klein en derhalve niet significant beschouwd. Bij de aannames en berekeningen wordt uitgegaan van (een stapeling van) *worst-case* gevolgen. Een uitkomst boven deze grens van 1% betekent daardoor niet per definitie dat sprake is van significante effecten, maar slechts dat er een noodzaak is de situatie nader te onderzoeken/beschrijven.

In het geval van de Kleine mantelmeeuwkolonies dienen bij deze beoordeling de volgende argumenten te worden overwogen:

Allereerst is de 1% grens voor additionele sterfte als uitgangspunt genomen met de effecten op de gehele biogeografische populatie in het achterhoofd. Deze grens wordt nu algemeen toegepast, en dus ook voor broedvogels per Natura 2000-gebied. De populatiedynamiek van een vogel speelt zich echter niet alleen af op Natura 2000-gebiedsniveau, maar ook op metapopulatie-niveau. Het toepassen van de 1% grens is minder reëel als het gaat om effecten op kolonieniveau. Deze grens is immers vastgesteld met de mogelijkheden voor een soort om zich op het grotere (meta)populatie-niveau te kunnen herstellen en bij toepassing in deze PB is het dus ook reëel om additionele sterfte aan het herstelvermogen op landelijk of biogeografisch

niveau te refereren. Voor de Kleine mantelmeeuw geldt hierbij dat de EU populatie zo'n 300.000 tot 350.000 paren (BTO Birdfacts) bedraagt, de landelijke populatie voor Nederland is zo'n 90.000 paren (SOVON/CBS 2005), terwijl de kolonies in Natura 2000-gebieden tezamen slechts ca. 37.000 broedparen tellen. Tellingen van geringde Kleine mantelmeeuwen geven aan dat er ook uitwisseling tussen kolonies plaatsvindt; exemplaren van de Maasvlakte zijn gesignaleerd op onder andere Texel en in België. Herverdeling vindt plaats op basis van de geschiktheid van broedlocatie, waarbij vrije broedplekken en voedselbeschikbaarheid een rol speelt. Bij een herverdeling op metapopulativeniveau is de jaarlijkse natuurlijke sterfte (en aanwas) van deze metapopulatie een relevante maat voor herstelmogelijkheden van deze populatie.

Ten tweede speelt het voorkomen van *floaters* een belangrijke rol. In en rond iedere kolonie broedende Kleine mantelmeeuwen zijn adulte vogels aanwezig die niet aan broeden toekomen om verschillende redenen (het ontbreekt ze aan een geschikte partner en/of ervaring en/of ruimte om te broeden), de zogenaamde *floaters*. Deze *floaters* nemen de vrijgekomen plekken in als er een nieuwe plaats ontstaat in de kolonie (het zogenaamde buffereffect). Dit is een algemeen verschijnsel in vogelpopulaties, zo ook bij broedende Kleine mantelmeeuwen (o.a. Coulson 2002, Newton & Marquiss 1991, Newton 1998, Bruinzeel 2004, Penteriani et al. 2006). Beschikbare gegevens komen uit op ongeveer een derde van de vogels in een kolonie (Newton 1998). Het verklaart bijvoorbeeld het disproportioneel geringe en tijdelijke effect dat vaak gezien wordt na afschot of vergiftiging van broedvogelkolonies (Pontier et al. 2008, Brown 2001, Shuford 2008, Wanless & Langslow 1983, Calladine et al. 2006, Courtens et al. 2005). De door aanvaringen ontstane ongepaarde, maar ervaren broedvogels, trekken eveneens *floaters* aan (Bruinzeel 2004). Daar de beschikbare broedplekken niet verminderen en de voedselsituatie bij minder broedparen juist per broedpaar verbetert, is het de verwachting dat wanneer de sterfte een beperkt aantal betreft ten opzichte van het aantal aanwezige floaters, het jaar daarop het aantal broedparen weer is teruggekeerd naar de toestand van voor de aanvaringen. Het effect op de kolonie zal dus veel beperkter zijn dan het sterftepercentage door aanvaringen aangeeft. Als we een laag percentage *floaters* aanhouden, bijvoorbeeld 10% per kolonie of op landelijk niveau, dan gaat het voor elk Natura 2000-gebied om dermate grote aantallen dat additionele verliezen van ruim boven de 1% van de natuurlijke sterfte geen significante effecten zullen hebben op het totaal aantal broedparen per Natura 2000-gebied.

Doorwerking vislarvensterfte op vogels

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

Voor Rijnveld Oost liggen de percentages afname op populativeniveau tussen 0,2 en 0,6% voor de Noordzeekustzone en de Waddenzee. Na cumulatie met andere parken kan, indien er vergelijkbare reducties optreden op populativeniveau, het totale effect mogelijk boven de 1% komen. Afhankelijk van de locatie(s) van de parken waarmee gecumuleerd wordt, kunnen de effecten samen met de effecten van aanvaringen eveneens boven de 1% komen. De bovengenoemde redenen (in de paragraaf 'Aanvaringssslachtoffers kolonievogels') waarom dat niet direct tot een significant effect hoeft te leiden, gelden ook hier.

De mate van effect van de aanleg (heien) van het windpark op de reductie van de vislarvenaandoer is afhankelijk van de ligging van het windpark ten opzichte van enerzijds de paaigronden van de betreffende vissoort en anderzijds het Natura 2000-gebied. Parken dichterbij de kust kunnen meer effecten sorteren op Tong, parken verder weg van de kust zullen meer effect hebben op Schol en Haring. Voor Haring geldt dat zuidelijke parken meer effect hebben dan noordelijke parken en voor Schol ligt dat omgekeerd.

Als parken dicht bij elkaar liggen, en er wordt tegelijkertijd geheid, dan kan interactie optreden op de effecten, waardoor het effect van tegelijk heien minder is dan de som der delen. Met andere woorden, bij het tweede park kunnen reeds door het eerste parken gedode larven voorbij komen, zodat het totaal effect lager is.

Doorwerking vislarvensterfte op zeezoogdieren

Vislarvensterfte door heiwerkzaamheden leidt tot een berekend effect dat ruim onder de 1% van de natuurlijke sterfte van de Bruinvis en zeehonden blijft. Het effect op zeezoogdieren is in alle gevallen minder dan dat op vogels; effecten zullen daardoor in cumulatie met eventuele andere parken minder snel boven de 1% komen. Hierbij dient met dezelfde factoren ten aanzien van de ligging van de parken en de periode van heien rekening gehouden te worden als hierboven beschreven bij de doorwerking van de vislarvensterfte op vogels.

Onderwatergeluid en zeezoogdieren

Het effect van het heien en de aanwezigheid van parken op het onderwatergeluid en de doorwerking ervan op de zeezoogdieren zal eveneens cumuleren. Hierbij kunnen de geluidscontouren aansluiten dan wel overlappen indien er tegelijkertijd wordt geheid. In beide gevallen zal er een groter gebied ontstaan dat door een groter gedeelte van de zeezoogdieren gemeden wordt. Hierbij dienen de effecten dus te worden opgeteld, maar of hierbij interactie optreedt is niet duidelijk. Voor zover er een groter verstoord gebied ontstaat, geldt dat de effecten op de zeezoogdieren daarmee ook worden uitgebreid. Indien overlap van de effectgebieden plaatsvindt, dan zullen de effecten van het geluid bij elkaar dienen te worden opgeteld. Aangezien geluidsniveaus niet zomaar bij elkaar kunnen worden opgeteld zal ook hier de mate van cumulatie afhangen van wat er bij ander mogelijke parken bekend zal zijn na een effectenanalyse.

In het geval dat de parken in opeenvolgende jaren worden aangelegd, zal er sprake zijn van cumulatie van effecten in de tijd. Het belangrijkste effect van de aanleg van de windparken betreft de tijdelijke effecten van het onderwatergeluid op de migratiemogelijkheden van zeehonden van het Deltagebied naar de Waddenzee en vice versa. In een 'worst-case' schatting is berekend dat als gevolg van de aanleg van windpark Rijnveld Oost op de totale Nederlandse populatie zeehonden eenmalig maximaal 0,1-0,3% minder jongen worden geboren. Afhankelijk van de ligging van een eventueel volgend windpark ten opzichte van de kust kunnen daar mogelijk nog enkele tienden procenten bijkomen.

Als het gaat om de effecten van de aanwezigheid van de windparken is de locatie van het windpark sterk bepalend voor of er effecten optreden. In het geval van Rijnveld Oost is de geluidscontour die als verstorend wordt beschouwd geen probleem voor migrerende zeehonden;

daarvoor ligt het park te ver van de kust. Cumulatie met andere windparken die hierop wel een effect kunnen hebben treedt niet op. Verlies van foerageergebied voor Bruinvis en zeehond dient wel in de cumulatie te worden meegenomen, waarbij de positie van het park in het foerageergebied van vooral de Gewone zeehond een rol speelt. Deze foerageert in afnemende mate vanaf de kust, zodat het mogelijk verlies van foerageergebied navenant afneemt.

9.2.2 TWEEDE MAASVLAKTE²⁰

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

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

Voor de Noordzeekustzone worden in het geheel geen negatieve effecten van de Tweede Maasvlakte verwacht. Cumulatie met de effecten van de Tweede Maasvlakte is derhalve ook uitgesloten.

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

Ten aanzien van de effecten op zeezoogdieren is in de PB voor de Tweede Maasvlakte aangegeven dat van het toegenomen onderwatergeluid tijdens aanleg geen negatieve effecten worden verwacht op de Gewone en Grijs zeehond. Effecten op de Bruinvis zijn niet genoemd. Cumulatieve effecten met de aanleg en aanwezigheid van windpark Rijnveld Oost zijn derhalve dan ook niet te verwachten.

²⁰ Over de Tweede Maasvlakte en de zandwinnings zoals hierboven beschreven kan worden gesteld dat deze ook als Autonome Ontwikkeling worden meegenomen in de cumulatie.

9.2.3 TOEKOMSTIGE ZANDWINNINGEN NOORDZEE²⁰

De zandwinningen langs de Nederlandse kust bestaan uit twee verschillende typen winning. Enerzijds wordt er zand gewonnen ten behoeve van de (vooroever) suppletie voor de kustverdediging, anderzijds is er zand nodig voor gebruik op land. De eerste categorie wordt weer gesuppleerd, vrijwel direct na winning. Voor zandwinning ten behoeve van de Tweede Maasvlakte, zie voorgaande paragraaf.

Op de Noordzee wordt geen zand meer gewonnen binnen de 20 m dieptelijn, suppletie vindt wel plaats binnen de 20 m, vaak op de nabije vooroever binnen enkele kilometers vanaf de laagwaterlijn.

Ten behoeve van de zandwinningen zijn verschillende MER-en geschreven voor het komende decennium. Een MER is geschreven voor de periode 2008 tot 2017 voor de winning van ophoogzand (Grontmij 2008), en een dito MER voor de winning van suppletiezand 2008-2012 (Grontmij 2007). In het MER voor de grootschalige winning van ophoogzand worden geen effecten optreden als gevolg van het ontgraven van de zeebodem, verandering van het slibgehalte of verstoring, ook niet in cumulatie met de effecten van de Tweede Maasvlakte en de zandwinning voor suppletiezand.

De sterkste effecten van de zandwinningen (inclusief die voor de Tweede Maasvlakte) zijn het verlies van bodemleven en verhoging van het slibgehalte in het water. De doorwerking hiervan op de voedselsituatie voor visetende vogels wordt in het algemeen als verwaarloosbaar klein geacht. De andere belangrijke effectfactor is het onderwatergeluid en de mogelijke versturende effecten op zeezoogdieren. Deze is echter in beide MER-en voor zandwinning alleen als kennisleemte opgenomen.

Ten aanzien van de effecten zoals die in deze PB worden beschreven is het niet waarschijnlijk dat cumulatie optreedt met de effecten op vogels door de zandwinningen. De effecten van onderwatergeluid door zandwinningen voor de kust (samen met suppleties juist in het seizoen als Bruinvissen langs de kust worden waargenomen) zijn in de MER-en niet onderzocht. Het geluidsniveau van een sleephopperzuiger is niet veel groter dan van andere schepen, en alhoewel een toename aan scheepvaartverkeer wel extra hinder zal opleveren voor zeezoogdieren, kan er van worden uitgegaan dat de effecten zeer beperkt en lokaal zijn. Cumulatieve effecten op de zeezoogdieren kunnen derhalve uitgesloten worden.

9.2.4 CONCLUSIES

Concluderend worden er geen cumulatieve effecten verwacht van toekomstige zandwinningen voor suppletie en ophoogzand, of van de aanleg van de Tweede Maasvlakte op de migratiemogelijkheden en de kwaliteit van het leefgebied van de Gewone zeehond in de Voordelta. Wel zijn er cumulatieve effecten mogelijk van de aanleg en aanwezigheid van andere windparken met die van windpark Rijnveld Oost, op zowel vogels (aanvaringen) als zeezoogdieren (onderwatergeluid, voedselsituatie).

10 Referenties

- Arbouw, G.J. & C. Swennen, 1985. Het voedsel van de Stormmeeuw *Larus canus* op Texel. *Limosa* 58: 7-15.
- Arcos, J.M. & D. Oro, 2002. Significance of fisheries for a threatened Mediterranean seabird, the Balearic Shearwater *Puffinus mauretanicus*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 239: 209-220.
- Arts, F.A. & C.M. Berrevoets, 2005. Monitoring van zeevogels en zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat 1991-2005 – Verspreiding, seizoenspatroon en trend van zeven soorten zeevogels en de Bruinvis. Rapport RIKZ/2005.032, Middelburg.
- Arveson, P.T. & D.J. Vendittis, 2000. Radiated noise characteristics of a modern cargo ship. *J. Acoust. Soc. Am.* 107: 118-129.
- Bailey, R.S., 1991. The interaction between sandeel and seabirds – a case history at Shetland. *International Council for the Exploration of the Sea ICES* 165: 1-12.
- Balmer, D.E. & W.J. Peach, 1993. Review of Natural Avian Mortality Rates. BTO, Thetford.
- Band, W., M. Madders & D.P. Whitfield, 2007. Developing field and analytical methods to assess avian collision risk at wind farms. In De Lucas, M., Janss, G. & Ferrer, M., eds. *Birds and Wind Power*. Barcelona., Spain: Lynx Edicions.
- Baptist, H.J.M. & P.A. Wolf, 1993. Atlas van de vogels van het Nederlands Continentaal Plat. Rapport Rijkswaterstaat, Dienst Getijdenwateren, DGW-93.013, Middelburg.
- Bell, M.C., A.D. Fox, M. Owen, J.M. Black & A.J. Walsh, 1993. Approaches to estimation of survival of two arctic-nesting goose species. In: *Marked Individuals in the Study of Bird Population*, J.-D. Lebreton & P.M. North (eds). Birkhauser Verlag, Basel.
- Bergh, L.M.J., A.L. Spaans & N.D. van Swelm, 2002. Lijnopstellingen van windturbines geen barrière voor voedselvluchten van meeuwen en sterns in broedtijd. *Limosa* 75: 25-32.
- Betke, K., M. Schultz-von Glahn & R. Matuschek, 2004. Underwater noise emissions from offshore wind turbines. CFA/DAGA 2004.
- Bijlsma, R.G., F. Hustings & C.J. Camphuysen, 2001. Algemene en schaarse vogels van Nederland (Avifauna van Nederland 2). GMB Uitgeverij, Haarlem/ Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging KNNV, Utrecht.
- Blums, P., J.D. Nichols, J.E. Hines, M.S Lindberg & A. Mednis, 2005. Individual quality, survival variation and patterns of phenotypic selection on body condition and timing of nesting in birds.
- Boecker, M., 1967. Vergleichende Untersuchungen zur Nahrungs- und Nistökologie der Flusszeeschwalbe (*Sterna hirundo L.*) und der Küstenseeschwalbe (*S. paradisaea Pont.*). *Bonner zoologische Beiträge* 18: 15-126.
- Bolle, L.J., M. Dickey-Collas, P.L.A. Erftemeijer, J.K.L. van Beek, H.M. Jansen, J. Asjes, A.D. Rijnsdorp & H.J. Los, 2005. Transport of Fish Larvae in the Southern North Sea. Impacts of Maasvlakte 2 on the Wadden Sea and North Sea coastal zone. Track 1: Detailed modelling research. Part IV: Fish Larvae. Netherlands Institute for Fisheries research, RIVO Report no C072/05.
- Bos OG, Leopold, MF, Bolle LJ (2008). Passende beoordeling windparken: Onderdeel vislarven. Concept-rapport d.d. 10 december 2008, Imares IJmuiden, Texel.

- Boshamer, P.C. en J.P. Bekker, 2008. Nathusius' pipistrelles (*Pipistrellus nathusii*) and other species of bats on offshore platforms in the Dutch sector of the North Sea. *Lutra* 51 (1): 17-36.
- Bouman, A.E., G.J. de Bruin, A. van Hinsberg, P. Sevenster, E.A.J. Wanders R.M. Wanders 1991. Meeuwen: Opkomst en ondergang van een meeuwenkolonie. Een studie in Meijendel. Wetenschappelijke Mededeling nr. 204. Stichting Uitgeverij KNNV, Utrecht.
- Brasseur S.M.J.M. & Reijnders P.J.H., 2001. Zeehonden in de Oosterschelde, fase 2. Alterra-rapport 353: 58 pp.
- Brasseur, S., I. Tulp, P. Reijnders, C. Smit, E. Dijkman, J. Cremer, M. Kotterman & E. Meesters, 2004. Voedseleecologie van de Gewone en Grijsze zeehond in de Nederlandse kustwateren. Alterra Wageningen, rapport 905.
- Brasseur, S., M. Gerondeau, E. Meesters, O. Jansen, M. Leopold & P. Reijnders (in prep.). Preliminary results on the diet of harbor (*Phoca vitulina*) and grey (*Halichoerus grypus*) seals in the Netherlands during their molting period.
- Brasseur, S.M.J.M., M. Scheidat, G.M. Aarts, J.S.M. Cremer & O.G. Bos, 2008. Distribution of marine mammals in the North Sea for the generic appropriate assessment of future offshore wind parks. IMARES report C046/08.
- Bregnballe, T., 2005. Shooting of Great Cormorants as a management tool in two Danish fjords. Abstract from the 7th International conference on Cormorants. 4th Meeting of Wetlands International Cormorant Research Group. Villeneuve, Switzerland.
- Bregnballe, T., J.D. Goss-Custard & S.E.A.I.v.d. Durell, 1997. Management of Cormorant numbers in Europe: a second step towards a European conservation and management plan. In: Dam, C. van & S. Asbirk (eds.). Cormorants and human interests. Proceedings of the Workshop towards an International Conservation and Management Plan for the Great Cormorant *Phalacrocorax carbo*, 3 and 4 oktober 1996, Lelystad, The Netherlands. Report National Reference Centre for Nature Management, Wageningen: 62-122.
- Brenninkmeijer, A., G. Doeglas & J. de Fouw, 2002. Foeragegedrag van sterns in de westelijke Westerschelde in 2002. Altenburg & Wymenga Rapport 346, Veenwouden, 55pp plus Bijlagen.
- Brenninkmeijer, A. & E.W.M. Stienen, 1992. Ecologisch profiel van de Grote Stern (*Sterna sandvicensis*). Rin-rapport 92/17.
- Brenninkmeijer, A. & E.W.M. Stienen 1994. Pilot study on the influence of feeding conditions at the North Sea on the breeding results of the Sandwich Tern *Sterna sandvicensis*. IBN Research Report 94/10. Institute for Forestry and Nature Research, Wageningen.
- Brooke, M., 1990. The Manx Shearwater. T. & A.D. Poyser, Academic Press Limited, London.
- Brockie, K., 1988. The Silvery Tay. Paintings and Sketches from a Scottish River. J.M. Dent & Sons Ltd., London.
- Bruggen, J. van & A. van Dijk, 2008. Van Aalscholver tot Zwarte stern, kolonievogels in 2007. SOVON-Nieuws 21 (1):6.
- Bruinzeel, L.W. 2004. Search, settle, reside & resign. Territory acquisition in the Oystercatcher. Thesis, Rijksuniversiteit Groningen. Van Denderen bv, Groningen.
- BTO, 2008. <http://www.bto.org.uk> > birdfacts.
- Bugter R, M-J. Bogaardt M-J & F. Kistenkas, 2007. Wat telt mee in de cumulatie? Werkdocument met een voorlopige handreiking voor de inventarisatie van relevante activiteiten. Alterra werkdocument 2007.

- Bukacinska M., D. Bukacinski & A.L. Spaans, 1996. Attendance and diet in relation to breeding success in Herring Gulls (*Larus argentatus*). *Auk* 113: 300-309.
- Bukacinski D., M. Bukacinska & A.L. Spaans, 1998. Experimental evidence for the relationship between food supply, parental effort and chick survival in the Lesser Black-backed Gull *Larus fuscus*. *Ibis* 140: 422-430.
- Bukacinski, D. & M. Bukacinska, 2003. *Larus canus* common gull. BWP Update 5: 13-39.
- Caltrans, 2004. Fisheries and Hydroacoustic Monitoring Program Compliance Report for the San Francisco-Oakland Bay Bridge East Span Seismic Safety Project. Prepared by Strategic Environmental Consulting, Inc. and Illingworth & Rodkin, Inc. June.
- Camphuysen C.J. (editor), 2005. Understanding marine foodweb processes: an ecosystem approach to sustainable sandeel fisheries in the North Sea. IMPRESS Final Report, Project #Q5RS-2000-30864. Interactions between the Marine environment, PREDators, and prey; implications for Sustainable Sandeel fisheries. NIOZ-Report 2005-5, 240pp. Netherlands Institute for Sea Research (NIOZ), Texel.
- Camphuysen, C.J. & F. de Freeze, 2005. De Drieteenmeeuw als broedvogel in Nederland. *Limosa* 78: 65-74.
- Camphuysen, C.J., A.D. Fox, M.F. Leopold & I.K. Petersen, 2004. Towards standardised seabirds at sea census techniques in connection with environmental impact assessments for offshore wind farms in the U.K. Report COWRIE-BAM-02-2002, Royal Netherland Institute for Sea Research, Den Burg.
- Camphuysen, C.J. & M.F. Leopold, 1994. Atlas of seabirds in the southern North Sea. IBN Research Report 94/6, NIOZ Report 1994-8, Institute for Forestry and Nature Research, Netherlands Institute for Sea Research and Dutch Seabird Group, Texel.
- Camphuysen, C.J. & G. Peet, 2006. Walvissen en dolfijnen in de Noordzee. Fontaine Uitgevers BV, 's Graveland / Stichting De Noordzee, Utrecht.
- Camphuysen C.J., 1995. Herring gull *Larus argentatus* and Lesser black-backed gull *L. fuscus* feeding at fishing vessels in the breeding season: competitive scavenging versus efficient flying. *Ardea* 83: 365-380.
- Carss, D.N. & M. Marquiss, 1996. The influence of a fish farm on grey heron *Ardea cinerea* breeding performance. In: Greenstreet S.P.R. & Tasker M.L. (eds). Aquatic predators and their prey: 133-141. Fishing News Books, University Press, Cambridge.
- Chamberlain, D., S. Freeman, M. Rehfish, T. Fox & M. Desholm, 2005. Appraisal of Scottish Natural Heritage's Wind Farm Collision Risk Model and its Application. BTO research Report No. 401, Norfolk UK, pp. 53.
- Chapman, C.J. & O. Sand, 1974. Field studies of hearing in two species of flatfish *Pleuronectes platessa* L. and *Limanda limanda* L. (family Pleuronectidae). *Comp. Biochem. Physiol.* 47A: 371-385.
- Conway, C.J., W.R. Eddleman & S.H. Anderson, 1994. Nesting success and survival of Virginia rails and soras. *Wilson Bulletin* 106: 466-473.
- Courtens, W., E.W.M. Stienen & M. van de Walle, 2007. Het broedseizoen 2007 te Zeebrugge: een eerste impressie. In: G. Vermeersch *et al.* (eds). Vogelnieuws. Ornithologische nieuwsbrief van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 8: pp 16-18. www.inbo.be.
- Cramp, S. & K.E.L Simmons (eds.), 1977. The Birds of the Western Palearctic, Vol. I. Oxford University Press, Oxford, London, New York.
- Daan, N., 1990. Ecology of North Sea fish. *Neth. J. Sea Res.* 26: 343-386.

- Dam, C. van & S. Asbirk (eds.). Cormorants and human interests. Proceedings of the Workshop towards an International Conservation and Management Plan for the Great Cormorant *Phalacrocorax carbo*, 3 and 4 oktober 1996, Lelystad, The Netherlands. Report National Reference Centre for Nature Management, Wageningen: 62-122.
- Dam, C. van, A.D. Buijse, W. Dekker, M.R. van Eerden, J.G.P. Klein Breteler & R. Veldkamp. 1995. Aalscholvers en Beroepsvisserij in het IJsselmeer, het Markermeer en Noordwest-Overijssel. IKC-NBLF Rapportnr. 19, IKC-NBLF, Wageningen.
- Danchin É., 1992. Food shortage as a factor in the 1988 Kittiwake *Rissa tridactyla* breeding failure in Shetland. *Ardea* 80: 93-98.
- Degn, U., 2000. Offshore Wind Turbinens – VVM. Underwater Noise Measurementnets, Analysis and Predictions. SEAS Distribution, Haslev. (English translation of Baggrundsrapport nr. 14 Offshore windpark Nysted/Rodsand).
- D'Elbé, J. & G. Hémerly, 1998. Diet and foraging behaviour of the British Storm Petrel *Hydrobates pelagicus* in the Bay of Biscay during summer. *Ardea* 86: 1-10.
- Dernedde, T., 1994. Foraging overlap of three gull species (*Larus spp.*) on tidal flats in the Wadden Sea. *Ophelia Suppl.* 6: 225-238.
- Dierschke, V. & S. Garthe, 2006. Literature Review of Offshore Wind Farms with Regard 131 to Seabirds. In: Zucco C., Wende W., Merck T., Köchling I., Köppel J. (eds). Ecological Research on Offshore Wind Farms: International Exchange of Experiences PART B: Literature Review of Ecological Impacts. BfN-Skripten 186, Berlin.
- Dijk, A.J. van, L. Dijkse, F. Hustings, K. Koffijberg, J. Schoppens, W. Teunissen, C. van Turnhout, M.J.T. van der Weide, D. Zoetebier & C.L. Plate, 2005. Broedvogels in Nederland in 2003. SOVON-monitoringrapport 2005-01. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- Dijk, A.J. van, L. Dijkse, F. Hustings, K. Koffijberg, R. Oosterhuis, C. van Turnhout, M.J.T. van der Weide, D. Zoetebier & C.L. Plate, 2006. Broedvogels in Nederland in 2004. SOVON-monitoringrapport 2006-01. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- DONG Eenergy, 2006. Review Report 2005. The Danish Offshore Wind Farm Demonstration Project: Horns Rev and Nysted Offshore Wind Farm. Environmental impact assessment and monitoring. Commissioned by The Environmental Group of the Danish Offshore Wind Farm Demonstration Projects.
- Doornbos, G., 1984. Piscivorous birds on the saline lake Grevelingen, The Netherlands: abundance, prey selection and annual food consumption. *Neth. J. Sea Res.* 18: 457-497.
- Edrén, S.M.C., J. Teilmann, R. Dietz & J. Carstensen, 2004. Effect from the construction of Nysted offshore windfarm on seal in Rødsand seal sanctuary based on remote video monitoring. Ministry of the Environment, Denmark.
- Eerden, M.R. van & B. Voslamber, 1995. Mass fishing by Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* lake IJsselmeer, The Netherlands: a recent and successful adaptation to a turbid environment. *Ardea* 83-1: 199-212.
- Eerden, M.R. van & J. Gregersen, 1995. Long-term changes in the northwest European population of Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis*. *Ardea* 83-1: 61-80.
- Elsam Engineering, 2005. Elsam offshore wind turbines – Annual status report for the environmental monitoring programme. 1 January 2004 – 31 December 2004. Report available from: www.hornsrev.dk.
- Elsam Engineering & Energi E2, 2005. Review Report 2004. The Danish offshore windfarm demonstration project: Horns Rev and Nysted offshore windfarms environmental impact

- assessment and monitoring. Report for the Environmental Group. Report available from: www.hornsrev.dk.
- Enger, P., 1967. Hearing in herring. *Comp. Biochem. Physiol.* 22: 527-538.
- Enger, P.S., 1981. Frequency discrimination in teleosts – central or peripheral? In: *Hearing and Sound Communication in Fish*, edited by W. N. Tavolga, A. N. Popper & R. R. Fay. Springer-Verlag, New York, p. 243-255.
- Ewins, P.J., 1985. Growth, diet and mortality of Arctic Tern *Sterna paradisaea* chicks in Shetland. *Seabirds* 8: 59-68.
- Fleskes, J.P., J.L. Yee, G.S. Yarris, M.R. Miller & M.L. Casazza, 2007. Pintail and Mallard Survival in California Relative to Habitat, Abundance, and Hunting. *Journal of Wildlife Management* 71: 2238-2248.
- Fonds, M., 1973. Sand gobies in the Dutch Wadden Sea (*Pomatoschistus*, Gobiidae, Pisces). *Neth. J. Sea Res.* 6: 417-478.
- Fox, A.D., A. Petersen & M. Frederiksen, 2003. Annual survival and sitefidelity of breeding female Common Scoter *Melanitta nigra* at Myvatn, Iceland, 1925–58. *Ibis* 145: E94-E96
- Frank, D., 1992. The influence of feeding conditions on food provisioning of chicks in common tern *Sterna hirundo* nesting in the German Wadden Sea. *Ardea* 80: 45-55.
- Frederiksen, M., M. Edwards, A.J. Richardson, N.C. Halliday & S. Wanless, 2006. From plankton to top predators: bottom-up control of a marine food web across four trophic levels. *J. Anim. Ecol.* 75: 1259-1268.
- Frederiksen, M. & T. Bregnballe, T., 2000. Evidence for density-dependent survival in adult cormorants from a combined analysis of recoveries and resightings. *Journal of Animal Ecology* 69: 737-752.
- Frengen, O. & P.G. Thingstad, 2002. Mass occurrence of sandeels (*Ammodytes spp.*) causing aggregations of diving ducks. *Fauna norvegica* 22: 32-36.
- Fuchs, E., 1982. Bestand, Zugverhalten, Bruterfolg und Mortalität des Haubentauchers *Podiceps cristatus* auf dem Sempachersee. *Ornithologischer Beobachter*, 79, 255–264.
- Furness, R.W., 1982. Competition between fisheries and seabird communities. *Advanced marine Biology* 20: 225-307.
- Furness, R.W., 1989. Declining seabird populations. *Journal of Zoology*: 177-180.
- Furness, R.W., 1994. An estimate of the quantity of squid consumed by seabirds in the eastern North Atlantic and adjoining seas. *Fish. Res.* 21: 165-177.
- Furness, R.W. & P. Monaghan, 1987. *Seabird Ecology*. Blackie, Glasgow and London.
- Garthe, S. & U. Kubetzki, 1998. Diet of Sandwich Terns *Sterna sandvicensis* on Juist (Germany). *Sula* 12: 13-19.
- Garthe, S., C.J. Camphuysen & R.W. Furness, 1996. Amounts of discards by commercial fisheries and their significance as food for seabirds in the North Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 136: 1-11.
- Garthe, S. & U. Kubetzki, O. Hüppop & T. Freyer, 1999. Zur Ernährungsökologie von Herings-, Silber- und Sturmmöwe (*Larus fuscus*, *L. argentatus* und *L. canus*) auf der Nordseeinsel Amrum während der Brutzeit. *Seevögel* 20: 52-58.
- Garthe, S. & O. Hüppop, 2004. Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabirds: suggestion for a vulnerability index and application to the southeastern North Sea. *J. Appl. Ecol.* 41: 724-734.

- Geertsma, M., 1992. Dieet van de Zeekoet *Uria aalge* op het Friese Front in het najaar van 1989; een vergelijkend voedselonderzoek. Doctor. onderz., NIOZ- Texel / Dieroecol. R.U. Groningen, 44pp.
- Gilbert, G., G.A. Tyler, & K.W. Smith, 2002. Local annual survival of booming male Great Bittern *Botaurus stellaris* in Britain, in the period 1990-1999. *Ibis* 144:51-61 .
- Gill, A.B., 2005. Offshore renewable energy: ecological implications of generating electricity in the coastal zone. *Journal of Applied Ecology* 42: 605-615.
- Gill, A.B., 2008. Presentation at Maree 2008, Royal Institution of Great Britain, London, VK.
- Grave, C., 2006. Brutpaaraufstellung aus unseren Schutz- und Zählbeobieten im Jahr 2006. *Seevögel* 25: 4-8.
- Greenpeace, 2005. Offshore Wind Implementing A New Powerhouse For Europe.
- Grunsky, B., 1994. Trottellummen (*Uria aalge*) in der Brutkolonie auf Helgoland: Anwesenheitsmuster der Altvögel, Bestand un Nahrungsökologie der Jungen. *Acta ornithoecol.* 3: 33-45.
- Guse, N., 2005. Diet of a piscivorous top predator in the Baltic Sea - the Red-throated Diver (*Gavia stellata*) in the Pomeranian Bight. Diplomarbeit Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, 107p.
- Hachler, E.M., 1959. Von Zug der Wildgänse im Teichgebiet von Lednice. *Sylvia* 16: 113-27.
- Hamer, K.C., R.W. Furness & R.W.G. Caldow, 1991. The effects of changes in food availability on the breeding ecology of Great Skuas *Catharacta skua* in Shetland. *Journal of Zoology* 223: 175-188.
- Hamer, K.C., P. Monaghan, J.D. Uttley, P. Walton & M.D. Burns, 1993. The influence of food supply on the breeding ecology of Kittiwakes *Rissa tridactyla* in Shetland. *Ibis* 135: 255-263.
- Hamer, K.C., E.M. Humphreys, S. Garthe, J. Hennicke, G. Peters, D. Grémillet, R.A. Phillips, M.P. Harris & S. Wanless, 2007. Annual variation in diets, feeding locations and foraging behaviour of Gannets in the North Sea: flexibility, consistency and constraints. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 338: 295-305.
- Hammond P.S., H. Benke, P. Berggren, D.L. Borchers, S.T. Buckland, A. Collet, M.P. Heide-Jørgensen, S. Heimlich-Boran, A.R. Hiby, M.F. Leopold & N. Øien, 1995. Distribution and abundance of the harbour porpoise and other small cetaceans in the North Sea and adjacent waters. Life 92-2/UK/027, final report, Sea Mammal Research Unit, National Environment Research Council, Cambridge.
- Hammond P.S., P. Berggren, H. Benke, D.L. Borchers, A. Collet, M.P. Heide-Jørgensen, S. Heimlich, A.R. Hiby, M.F. Leopold & N. Øien, 2002. Abundance of harbour porpoise and other small cetaceans in the North Sea and adjacent waters. *J. Appl. Ecol.* 39: 361-376.
- Hammond P.S., Mcleod K, 2006. Progress Report on the SCANS II project. Paper prepared for ASCOBANS Advisory Committee. Finland, april 2006.
- Hamre, J., 1988. Some aspects of the interrelation between the herring in the Norwegian Sea and the stocks of capelin and cod in the Barents Sea. ICES C.M. 1988/H-42: 1-15 (Mimeo).
- Harris, M.P. & N.J. Ruddiford, 1989. The food of some young seabirds on Fair Isle in 1986-88. *Scottish Birds* 15: 119-125.
- Harris, M.P. & S. Wanless, 1990. Breeding success of British Kittiwakes *Rissa tridactyla* in 1986-1988: evidence for changing conditions in the northern North Sea. *Journal of applied Ecology* 27: 172-187.
- Hastings, M.C. & A.N. Popper, 2005. Effects of sound in fish. Commissioned by: California Department of Transportation Contract No. 43A0139, Task Order 1

- Hastings M.C., A.N. Poppe, J.J. Finneran & P.J. Lanford, 1996. Effects of low-frequency underwater sound on hair cells of the inner ear and lateral line of the teleost fish *Astronotus ocellatus*. *Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 99 (3), 1759-1766.
- Havinga, B., 1933. Der Seehund (*Phoca vitulina* L.) in den Holländischen Gewässern. *Tijdschr. Ned. Dierk. Ver.* 79: 79-111.
- Heer, K. de, 2008. Interview met zeevogelexpert Kees Camphuijsen. De vrije val van kleine mantelmeeuwen. *Natura* 105(6): 177-179.
- Heinis, F.E., C.T.M. Vertegaal, C.R.J. Goderie & P.C Van Veen, 2007. Habitattoets, Passende Beoordeling en uitwerking ADC-criteria ten behoeve van vervolgbesluiten van Maasvlakte 2, rapport Royal Haskoning, referentie 9S0134.A0/Nb-wet/R0019/PVV/Rott1.
- Henriksen, O.D., J. Teilmann & J. Carstensen, 2003. Effects of the Nysted Offshore Wind Farm construction on harbour porpoises - the 2002 annual status report for the acoustic T-POD monitoring programme. Technical Report.
- Hoekstein, M., 1997. Broedbiologie en voedsel van de Dwergstern. *Graspieper* 16: 106-111.
- Hofstede, R.H. ter, H.V. Winter & O.G. Bos, 2008. Distribution of fish species for the generic Appropriate Assessment for the construction of offshore wind farms. Report C050/08. Wageningen Imares, Wageningen.
- Holthuijzen, Y.A., 1975. Het voedsel van de Zwarte Ruiter *Tringa erythropus* in de Dollard. *Limosa* 52: 22-33.
- Hoyo, J. del, A. Elliott, & J. Sargatal, 1996. Handbook of the Birds of the World. Volume 3. Hoatzin to Auks. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- ISD, ITAP & DEWI, 2007. Standardverfahren zur Ermittlung und Bewertung der Belastung der Meeresumwelt durch die Schallimmission von Offshore-Windenergieanlagen. Abschlussbericht zum BMU-Forschungsvorhaben 0329947. Institut für Statik und Dynamik (ISD), Institut für technische und angewandte Physik GmbH (ITAP), Deutsches Windenergie-Institut GmbH (DEWI).
- Jakobsson, J., 1985. Monitoring and management of the Northeast Atlantic herring stocks. *Canadian Journal of Fishery and Aquatic Science* 42: 207-221.
- Jong, C.A.F de & M.A. Ainslie, 2008a. Underwater radiated noise due to the piling for the Q7 Offshore wind park. TNO report MON-RPT-033-DTS-2007-03388, March 2008.
- Jong, C.A.F de & M.A. Ainslie, 2008b. Underwater radiated noise due to the piling for the Q7 Offshore Wind Park. *Proc. Acoustics* 2008.
- Jonker, K., 1987. Foerageerplaatsen van Lepelaars op Texel in 1985. *Graspieper* 7: 44-48.
- Jonker J., 1993. Voedselgebieden van de Lepelaar in Noord-Holland: actuele situatie. knelpunten en verbeteringen. Technisch Rapport Nr 8, Vogelbescherming Zeist.
- Judd, A., F. Franklin & S. Faire, 2003. OSPAR Workshop on Environmental Assessment of Renewable Energy in the Marine Environment, 17 – 18 September 2003; CEFAS.
- Kastak, D. & R.J. Schusterman, 1998. Low frequency amphibious hearing in pinnipeds: methods, measurements, noise and ecology. *JASA* 103: 2216-2228.
- Kastelein, R.A., P. Bunskoek, M. Hagedoorn, W.L.W. Au & D. de Haan, 2002. Audiogram of harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) measured with narrow-band frequency-modulated signals. *JASA* 112: 334-344.
- Kastelein, R.A., W.C. Verboom, J.M. Terhune, N. Jennings & A. Scholik, 2008. Towards a generic evaluation method for wind turbine park permis requests: assessing the effects of construction, operation and decommissioning noise on marine mammals in the Dutch North Sea. SEAMARCO report no. 1-2008. Commissioned by Deltares.

- Kastelein, R.A., S. van der Heul, J.M. Terhune, W.C. Verboom & R.J.V. Triesscheijn, 2006. Detering effects of 8-45 kHz tone pulses on harbour seals (*Phoca vitulina*) in a large pool. *Marine Environmental Research* 62, 356-373.
- Kear, J., 2005. Ducks, geese, swans. Oxford University Press, Oxford.
- Kemper J. & G. Wintermans, 1996. Vispassage moet voedsel Lepelaars verbeteren. *Graspieper* 16: 66-69.
- Keijl G., M. van Roomen & H. Veldhuijzen van Zanten, 1986. Voedseleecologie van de Stormmeeuw (*Larus canus*) te Schoorl 1986: Voedselkeuze en fourageerritme in de periode dat de jongen worden grootgebracht. Inst. lerarenopl., Hogeschool Holland, sectie biologie, Diemen 64pp.
- Kinze, C.C., M. Addink, C. Smeenk, M. Garcia-Hartmann, H.W. Richards, R.P. Sonntag & H. Benke, 1997. The white-beaked dolphin (*Lagenorhynchus albirostris*) and the white-sided dolphin (*Lagenorhynchus acutus*) in the North and Baltic Seas: review of available information. *Rep. Int. Whal. Comm.* 47: 675-681.
- Klaassen, M., 1989. Voedselbehoefte van sterns in het Waddengebied. *Limosa* 62: 97-99.
- Klinken, A. van, 1992. The impact of additional food provisioning on chick growth and breeding output in the Herring Gull *Larus argentatus*: a pilot experiment. In: Spaans A.L. (ed.). Population dynamics of Lari in relation to food resources. *Ardea* 80: 151-155.
- Knijff R.J., Boon T.W., Heessen H.J.L., Hislop J.R.G. 1993. Atlas of North Sea Fishes. ICES Cooperative Research Report No. 194.
- Kraker, K. de, 1996. Over Lepelaars. *Sterna* 41: 19-22.
- Kubetzki, U. & S. Garthe, 2003. Distribution, diet and habitatselection by four sympatrically breeding gull species in the south-eastern North Sea. *Mar. Biol.* 143: 199-207.
- Kubetzki, U., S. Garthe & O. Hüppop, 1999. The diet of Common Gulls *Larus canus* breeding on the German North Sea coast. *Atlantic Seabirds* 1: 57-70.
- Lekuona, J.M., 1999. Food and foraging activity of Grey Herons, *Ardea cinerea*, in a coastal area during the breeding season. *Folia Zoologica* 48: 123-130.
- Lensink, R., 2004. Windturbines in de Eendrachtspolder (Goeree)? Bespiegelingen over de meest haalbare variant in relatie tot vogels. Rapport 04-003. Bureau Waardenburg bv, Culemborg.
- Leopold, M.F. & C.J. Camphuysen, 1992. Olievogels op het Texelse strand, februari 1992. Oiled seabirds on Texel, February 1992. Nioz-rapport 1992-5: 29 pp.
- Leopold, M.F. & C.J. Camphuysen, 2006. Bruinvisstrandingen in Nederland in 2006. Achtergronden, leeftijdsverdeling, sexratio, voedselkeuze en mogelijke oorzaken. Rapport Wageningen IMARES nummer C083/06; NIOZ rapport 2006-5.
- Leopold, M.F., C.J. Camphuysen, S.M.J. van Lieshout, C.J.F. ter Braak & E.M. Dijkman, 2004. Baseline studies North Sea Wind Farms: Lot 5 Marine Birds in and around the future site Nearshore Windfarm (NSW). Alterra-rapport 1047, Alterra, Wageningen.
- Leopold, M.F. & M. Platteeuw, 1987. Talrijk voorkomen van Jan van Genten *Sula bassana* bij Texel in de herfst: reactie op lokale voedselsituatie. *Limosa* 60: 105-110.
- Leopold, M.F., C.J. Camphuysen, C.J.F. ter Braak, E.M. Dijkman, K. Kersting & S.M.J. van Lieshout, 2004. Baseline studies North Sea wind farms: Lot 5 marine birds in and around the future sites Nearshore Windfarm (NSW) and Q7. Alterra-rapport 1048.
- Leopold, M.F., C.J. Smit, P.W. Goedhart, M.W.J. van Roomen, A.J. van Winden & C. van Turnhout, 2004. Langjarige trends in aantallen wadvogels, in relatie tot de kokkelvisserij en

- het gevoerde beleid in deze. Eindverslag EVA II (Evaluatie Schelpdiervisserij tweede fase), Deelproject C2. Alterra-rapport 954.
- Leopold, M.F., P.A. Wolf & O. Hüppop, 1992. Food of young and colony-attendance of adult Guillemots *Uria aalge* on Helgoland. Helg. Meeresunters. 46: 237-249.
- Leopold M.F., A. Krauthoff & M.M.H. Roos (in prep.). Still a sea of plenty? Seals and soles in the southeastern North Sea.
- Lick, R., 1993. Nahrungsanalysen von Kleinwalen deutscher Küstengewässer. In: H. Bohlken, H. Benke & J. Wulf (eds). Untersuchungen über Bestand, Gesundheitszustand und Wanderungen der Kleinwalpopulationen (*Cetacea*) in deutschen Gewässern. Endbericht zum FE-Vorhaben des BMU, Institut für Haustierkunde und und FTZ Westküste, Univ. Kiel, Nr 10805017/11.
- Link, J.A., J.A. Royle & J.S. Hatfield, 2003. Demographic Analysis from Summaries of an Age-Structured Population. Biometrics 59, 778–785.
- Limpens, H.J.G.A. *et al*, 2006. Vleermuizen in Flevoland: en beschermde diersoort in beeld gebracht - tussentijdse rapportage 2005, rapportage VZZ i.s.m. Provincie Flevoland.
- Limpens, H.J.G.A., 2001. Beschermingsplan vleermuizen van moerassen. VZZ rapport 2001.05.
- Lindeboom H., J. Geurts van Kessel & L. Berkenbosch, 2005. Gebieden met bijzondere ecologische waarden op het Nederlands Continentaal Plat. RIKZ rapport 2005.008, Alterra rapport 1109.
- Lindell, H., 2003. Utgrunden off-shore windfarm – Measurements of underwater noise. Ingemansson Technology AB, report nr. 11-00329-03012700. Commissioned by Airicole, GE Wind Energy and SEAS/Energi E2.
- MacLeod, C.D., C.R. Weir, M.B. Santos & T.E. Dunn, 2008. Temperature-based summer habitat partitioning between white-beaked and common dolphins around the United Kingdom and Republic of Ireland. J. Mar. Biol. Ass. UK 88: 1193-1198.
- Madsen, F.J., 1957. On the food habits of some fish-eating birds in Denmark. Dan. Rev. Game Biol. 3: 19-83.
- Markones, N., 2007. Habitat selection of seabirds in a highly dynamic coastal sea: temporal variation and influence of hydrographic features. MSc Dissertation Univ. Kiel.
- Martin, A.R., 1989. The diet of Atlantic Puffin *Fratercula arctica* and Northern Gannet *Sula bassana* chicks at Shetland colony during a period of changing prey availability. Bird Study 36: 170-180.
- Martin, G., 1990. Birds by night. T & A D Poyser, London.
- Massias, A., & P. Becker, 1990. Nutritive value of food and growth in Common Tern *Sterna hirundo* chicks. Orn. Scand. 21: 187-194.
- Maul, A.M., 1994. Ernährungsweisen und Brutbiologie der Dreizehnmöwe *Rissa tridactyla* (Linnaeus, 1758) auf Helgoland. Diplomarbeit an der Naturwissenschaftlichen Fakultät der Karl-Franzens-Universität Graz, 90 pp.
- Ministerie van LNV (Poorter *et al.*) 1994. Soortbeschermingsplan Lepelaar. Den Haag.
- Ministerie van V&W, 2004a. Beleidsregels inzake toepassing Wet beheer rijkswaterstaatswerken op installaties in de exclusieve economische zone. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Nr. HDJZ/BIM/2004-2986, 21 december 2004.
- Ministerie van V&W 2004b. Richtlijnen voor het ontwikkelen van een vergunbare kabelroute. Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat, Directie Noordzee, 29 november 2004.
- Ministerie van V&W, 2007. Overzicht gebruik Noordzee. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat, 29 oktober 2007.

- Mitchell, P.I., S.F. Newton, N. Ratcliffe & T.E. Dunn, 2004. Seabird populations of Britain and Ireland. Results of the Seabird 2000 census (1998-2002). T & AD Poyser, London, 511 p.
- Mohl, B., 1968. Hearing in seals. In: Harrison *et al.* (eds). The behaviour and physiology of pinnipeds. pp. 172-195. Appleton-Century-Crofts, NY.
- Monaghan, P., J.D. Uttley, M.D. Burns, C. Thaine & J. Blackwood, 1989. The relationship between food supply, reproductive effort and breeding success in Arctic Terns *Sterna paradisaea*. *Journal of Animal Ecology* 58: 261-274.
- Monaghan, P., J.D. Uttley & M.D. Burns, 1992. Effect of changes in food availability on reproductive effort in Arctic Terns *Sterna paradisaea*. *Ardea* 80: 71-81.
- Mous, P.J., 2000. Interactions between fisheries and birds in IJsselmeer, the Netherlands. Proefschrift Wageningen Universiteit, Wageningen.
- Munk P. 1993 Differential growth of larval sprat *Sprattus sprattus* across a tidal front in the eastern North Sea. *Mar Ecol. Prog. Ser.* 99: 17-27.
- Musil, P., J. Janda & H. de Nie, 1995. Changes in abundance and selection of foraging habitat in Cormorants *Phalacrocorax carbo* in the South Bohemia (Czech republic). *Ardea* 83-1: 247-254.
- Nedwell, J.R, S.J. Parvin, B. Edwards, R. Workman, A.G. Brooker & J.E. Kynoch, 2007. Measurement and interpretation of underwater noise during construction and operation of offshore windfarms in UK waters. Subacoustech Report No. 544R0736 to COWRIE Ltd. ISBN: 978-0-9554279-5-4.
- Nehls, G., K. Betke, S. Eckelmann & M. Ros, 2007. Assessment and costs of potential engineering solutions for the mitigation of the impacts of underwater noise arising from the construction of offshore windfarms. BioConsult SH report, Husum, Germany. On behalf of COWRIE Ltd.
- Nelson, B., 1980. Seabirds, their biology and ecology. Hamlyn, London.
- Newton, I. 1998. Population limitation in birds. Academic Press, London.
- Newton, I. & M. Marquiss 1991. Removal experiments and the limitation of breeding density in Sparrowhawks. *Journal of Animal Ecology* (1991), 60, 535-544.
- Nie, H.W. de, 1995. Changes in the inland fish populations in Europe and its consequences for the increase in the Cormorant *Phalacrocorax carbo*. *Ardea* 83-1: 115-122.
- Niedernostheide, N., 1996. Vergleichende nahrungsökologische Untersuchungen an Fluß- und Küstenseeschwalben (*Sterna hirundo* und *St. paradisaea*) auf Nigelhörn und Scharhörn (Elbmündung). *Seevögel* 17: 40-45.
- Noordhuis R. & A.L. Spaans, 1992. Interspecific competition for food between Herring *Larus argentatus* and Lesser Black-backed Gulls *L. fuscus* in the Dutch Wadden Sea area. In: Spaans A.L. (ed.). Population dynamics of Lari in relation to food resources. *Ardea* 80: 115-132.
- Norman, D., 1992. The growth rate of Little Tern *Sterna albifrons* chicks. *Ringling & Migration* 13: 98-102.
- Osinga N., Berends D.J., 't Hart P., Morick D., 2007. Bruinvissen in Nederland – populatie, pathologie en visserij. Pieterburen en Emmeloord, mei 2007, pp. 74
- Paillisson, J.M., A. Carpentier, J. Le Gentil & L. Marion, 2004. Space utilisation by a Cormorant (*Phalacrocorax carbo* L.) colony in a multi-wetland complex in relation to feeding strategies. *Comptes Rendus Biologies* 327: 493-500.
- Parsons, M., I. Mitchell, A. Butler, N. Ratcliffe, M. Frederiksen, S. Foster & J.B. Reid, 2008. Seabird as indicators of the marine environment. *ICES J. Mar. Sci.* 65: 1520-1526.

- Pearce, J.M., J.A. Reed & P.L. Flint, 2005. Geographic variation in survival and migratory tendency among North American Common Mergansers. *Journal of Field Ornithology* 76: 109–118.
- Penteriani, V., Otolara, F., Ferrer, M., 2006. Floater dynamics can explain positive patterns of density-dependent fecundity in animal populations. *American Naturalist* 168: 697–703.
- Petersen, I.K., 2007. Modelling total numbers and distribution of common scoter *Melanitta nigra* at Horns Rev. NERI, University of Aarhus, pp. 19
- Petersen, I.K., & A.D. Fox, 2007. Changes in bird habitat utilization around the Horns Rev 1 offshore wind farm, with particular reference on Common Scoter. NERI Report.
- Piersma, T., D.I. Rogers, P.M. Gonzalez, L. Zwarts, L.J. Niles, S. de Lima, I. do Nascimento, C.D.T. Menton & A.J. Baker, 2005. Fuel storage rates before northward flights in red knots worldwide: facing the severest ecological constraint in tropical intertidal environments? In: Greenberg, R. and P.P. Marra (eds.). *Birds of two worlds: ecology and evolution of migration*. Baltimore: John Hopkins University Press, pp. 262-273.
- Platteeuw, M. & M.R. van Eerden, 1995. Time and energy constraints of fishing behaviour in breeding Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* at Lake IJsselmeer, The Netherlands. *Ardea* 83-1: 223-234.
- Platteeuw, M., N.F. van der Ham & J.E. den Ouden, 1994. Zeetrekellingen in Nederland in de jaren tachtig. *Sula* 8(1/2): 1-206 (special issue).
- Pontier, D., D. Foucheta, J. Bried & N. Bahi-Jaber 2008. Limited nest site availability helps seabirds to survive cat predation on islands. *Ecological Modelling* 214 (2-4): 316-324.
- Poot, M.J.M., K.L. Krijgsveld & S.M.J. van Lieshout, 2004. Vier windturbines op het Hellegatsplein en mogelijke effecten op vogels. Een risicoanalyse op basis van bestaande informatie en aanvullend veldonderzoek. Rapport 04-033. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Poot, M., 2005. Large numbers of staging Balearic Shearwaters *Puffinus mauretanicus* along the Lisbon coast, Portugal, during the post-breeding period, June 2004. *Airo* 15: 43-50.
- Poot, M.J.M., K.L. Krijgsveld & S.M.J. van Lieshout, 2004. Vier windturbines op het Hellegatsplein en mogelijke effecten op vogels. Een risicoanalyse op basis van bestaande informatie en aanvullend veldonderzoek. Rapport 04-033. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Prins, T.C., F. Twisk, M.J. van den Heuvel-Greve, T.A. Troost & J.K.L. van Beek, 2008. Development of a framework for Appropriate Assessments of Dutch offshore wind farms. Deltares, Wageningen.
- Prinsen, H.A.M., E. van der Velde & S. Dirksen, 2006. Risicoanalyse van effecten op vogels van windturbines bij Coevorden. Analyse van bestaande gegevens en aanvullend veldonderzoek met radar. Rapport 06-042. Bureau Waardenburg bv, Culemborg.
- Proctor, R., P.J. Wright & A. Evernitt, 1998. Modelling the transport of larval sandeels on the north-west European shelf. *Fish Oceanogr* 7:347-354.
- Prüter, J., 1986. Untersuchungen zum Bestandsaufbau und zur Ökologie der Möwen (*Laridae*) im Seegebiet der Deutschen Bucht. Unpubl. Ph.D. thesis, 'Vogelwarte Helgoland' & Tierärztl. Hochschule Hannover, 142pp.
- Prüter, J. 1989. Phänologie und Ernährungsökologie der Dreizehnmöwen (*Rissa tridactyla*) - Brutpopulation auf Helgoland. *Ökol. Vögel* 11: 189-200.
- Rappoldt C., B.J. Ens, M.A.J.M. Kersten & E.M. Dijkman, 2004. Wader energy balance & tidal cycle simulator WEBTICS. Alterra, rapport 869, Wageningen.

- Ratcliffe, N., P. Catry, K.C. Hamer, N.I. Klomp & R.W. Furness, 2002. The effect of age and year on the survival of breeding adult Great Skuas *Catharacta skua* in Shetland. *Ibis* 144: 384-392.
- Rees, E., 2006. Bewick's swan. Poyser, London.
- Reijnders, R. & G.O. Keijl, 1997. Stormmeeuwen *Larus canus* eten Kleine Zeenaalden *Sygnathus rostellatus*. *Sula* 11: 227-229.
- Reijnders P.J.H., S.M.J.M. Brasseur & A.G. Brinkman, 2000. Habitatgebruik en aantalsontwikkelingen van Gewone zeehonden in de Oosterschelde en het overige Deltagebied. Alterra-rapport 078: 56 pp.
- Reneerkens, J., T. Piersma & B. Spaans, 2005. De Waddenzee als kruispunt van vogeltrekwegen. NIOZ-rapport 2005-4. NIOZ, Texel.
- Richardson, W.J., C.R. Greene Jr., C.I. Malme & D.H. Thomson, 1995. Marine Mammals and Noise. Academic Press. San Diego.
- Ridgway, S.H. & P.L. Joyce, 1975. Studies on seal brain by radiotelemetry. Rapp. P.-v. Reun. Cons. Int. Explor. Mer, 169, 81-91.
- Rijn, S.H.M. van & M.R. van Eerden, 2002. Aalscholvers in het IJsselmeergebied: concurrent of graadmeter? Vogels, vissen en visserij in duurzaam evenwicht. RIZA rapport nr. 2001.058. Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat. RIZA Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad.
- Sandercock, B.K., 2003. Estimation of survival rates for wader populations: a review of mark-recapture methods Wader Study Group Bulletin 100: 163-174.
- Schwemmer, P. & S. Garthe, 2006. Spatial patterns in at-sea behaviour during spring migration by Little Gulls (*Larus minutus*) in the southeastern North Sea. *J. Ornithol.* 147: 354-366.
- Sedinger, J.S., N.D. Chelgren, M.S. Lindberg, T. Obritchkewitch, M.T. Kirk, P. Martin, B.A. Anderson & D.H. Ward, 2002. Life-history implications of large-scale spatial variation in adult survival of black brant (*Branta bernicla nigricans*). *Auk* 119: 210-215.
- Smeenk, C. & M.J. Addink, 1990. "Massastranding" op de Nederlandse kust: Witsnuitdolfijnen in storm en branding. *Zoogdier* 1(1): 5-9.
- Smeenk, C. & P.A.M. Gaemers, 1987. Fish otoliths in the stomachs of white-beaked dolphins *Lagenorhynchus albirostris*. *ECS Newsl.* 1: 12-13.
- Smit, C.J. & W.J. Wolff (eds), 1981. Birds of the Wadden Sea. Balkema, Rotterdam.
- Snow, D.W. & C.M. Perrins, 1998. The birds of the Western Palearctic. Concise Edition. Volume 1. Non-Passerines. Oxford University Press, New York.
- SOVON/CBS, 2005. Trends van vogels in Nederlandse Natura 2000 netwerk. SOVON informatierapport 2005/09. SOVON Vogelonderzoek, Nederland, Beek-Ubbergen.
- Spaans, A.L., 1971. On the feeding ecology of the Herring Gull *Larus argentatus* Pont. in the northern part of The Netherlands. *Ardea* 55:73-188.
- Spaans, A.L., 1994. The relationship between food supply, reproductive parameters and population dynamics in Dutch Lesser Black-backed Gulls *Larus fuscus*: a pilot study. IBN-rapport, Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Arnhem.
- Spaans, A.L. & R. Noordhuis, 1989. Voedselconcurrentie tussen Kleine Mantelmeeuwen en Zilvermeeuwen. In: A.L. Spaans (red.), *Wetlands en Watervogels*, p. 35-47. Pudoc, Wageningen.
- Speek, B.J. & G. Speek, 1984. Thieme's vogeltrekAtlas: terugmeldingen van 181 vogelsoorten, verzameld in 301 geografische kaarten. Thieme, Zutphen.

- Springer, A.M., D.G. Roseneau, D.S. Lloyd, C.P. McRoy & E.C. Murphy, 1986. Seabird responses to fluctuating prey availability in the eastern Bering Sea. *Marine Ecology-Progress Series* 32: 1-12.
- Staaav R. & T. Fransson, 2008. EURING list of longevity records for European birds (http://www.euring.org/data_and_codes/longevity.htm).
- Stienen, E.W.M., 2006. Living with gulls – Trading off food and predation in the Sandwich Tern *Sterna sandvicensis*. Rijksuniversiteit Groningen, Groningen.
- Stienen, E.W.M. & A. Brenninkmeijer, 1992. Ecologisch profiel van de Visdief (*Sterna hirundo*). Rin-rapport 92/18: 128 pp.
- Stienen, E.W.M. & A. Brenninkmeijer, 1998. Effects of changing food availability on population dynamics of the Sandwich Tern *Sterna sandvicensis*. BEON Rapport 98-3, Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen, 69pp.
- Stienen, E.W.M. & P.G.M. van Tienen, 1991. Prooi- en energie consumptie door kuikens van noordse stern (*Sterna paradisaea*) en visdief (*Sterna hirundo*) in relatie tot enkele abiotische factoren. Rijksinstituut voor Natuurbeheer Arnhem, Intern rapport 91/32: 37pp.
- Stienen, E.W.M., W. Courtens & M. van de Walle, 2007. Population dynamics of gulls and terns. In: M. Vincx, E. Kuijken & F. Volckaert (eds). Higher trophic levels in the Southern North Sea (Trophos). Part 2, Global change, ecosystems and biodiversity. Belgium Science Policy, Brussels, 88pp.
- Stienen, E.W.M., A. Brenninkmeijer & J. van der Winden, 2009 (in prep). De achteruitgang van de Visdief *Sterna hirundo* in de Nederlandse Waddenzee: exodus of langzame teloorgang? Limosa.
- Stone, C.J., A. Webb, C. Barton, N. Ratcliffe, T.C. Reed, M.L. Tasker, C.J. Camphuysen & M.W. Pienkowski, 1995. An atlas of seabird distribution in north-west European waters. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough.
- Swennen, C., 1971. Het voedsel van de Groenpootruiter *Tringa nebularia* tijdens het verblijf in het Nederlandse Waddengebied. *Limosa* 44: 71-83.
- TNO, 2008. Bathymetrie P14 & P15.
- Tomson, F., K. Lüdemann, R. Kafemann & W. Piper, 2006. Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish. Biola, Hamburg, Germany. On behalf of COWRIE Ltd.
- Tougaard, J., J. Carstensen, O.D. Henriksen, H. Skov and J. Teilmann, 2003. Short-term effects of the construction of wind turbines on harbour porpoises at Horns Reef. Technical report to TechWise A/S. HME/362-02662, Hedeselskabet, Roskilde.
- Troost, T., 2008. Estimating the frequency of bird collisions with wind turbines at sea. Guidelines for using the spreadsheet 'Bird collisions Deltares v.1-0.xls'. Deltares, 2008.
- Vader, W., T. Anker-Nilssen, V. Bakken, R.T. Barrett & K.-B. Strann, 1990. Regional and temporal differences in breeding success and population development of fish-eating seabirds in Norway after collapses of herring and capelin stocks. *Transactions 19th IUGB Congress (Trondheim 1989)*: 143-150.
- Vauk-Hentzelt, E. & L. Bachmann, 1983. Zur Ernährung nestjungen Dreizehnmöwen (*Rissa tridactyla*) aus der Kolonie des Helgoländer Lummenfelsens. *Seevögel* 4(3): 42-45.
- Veen, J., 1977. Functional and causal aspects of nest distribution in colonies of the Sandwich Tern (*Sterna s. sandvicensis* Lath.). Brill, Leiden.
- Veer, H.W. van der., R. Berghahn, J.M. Miller & A.D. Rijnsdorp, 2000. Recruitment in flatfish, with special emphasis on North Atlantic species: progress made by the Flatfish Symposia. *ICES Journal of Marine Science* 57:202-215.

- Veldkamp, R., 1986. Neergang en herstel van de Aalscholver *Phalacrocorax carbo* in Noordwest-Overijssel. *Limosa* 59: 163-168.
- Verwey, J., 1975. The cetaceans *Phocoena phocoena* and *Tursiops truncatus* in the Marsdiep area (Dutch Wadden Sea) in the years 1931-1973. *Publ. & Versl. Nederl. Inst. Onderz. Zee*, 17a & 17b: 1-98, 99-153.
- Wahlberg M. & H. Westerberg, 2005. Hearing in fish and their reactions to sounds from offshore windfarms, *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 288: 295-309.
- Wanless, S., M. Frederiksen, M.P. Harris & S.N. Freeman, 2006. Survival of Gannets *Morus bassanus* in Britain and Ireland, 1959-2002. *Bird study* 53: 79-85.
- Wernham, C.V., M.P. Toms, J.H. Marchant, J.A. Clark, G.M. Siriwardena & S.R. Baillie (eds.), 2002. The migration atlas: movements of the birds of Britain and Ireland. T & A D Poyser, London.
- Wetten, J.C.J. van, & G.J.M. Wintermans, 1986. The foodecology of the Spoonbill. Technical Publ. 48, Inst. Tax. Zool., Univ. Amsterdam.
- Wetten, J.C.J. van, & G.J.M. Wintermans, 1987. Het foerageren van Lepelaars op de Waddeneilanden. *Limosa* 60: 92.
- Wetten, J.C.J. van, P.J. de Goeij & G.J.M. Wintermans, 1986. Voedseloecologie en de bedreigingen van de Lepelaars in het Zwanenwater. Contact Milieubescherming Noord-Holland, Zaandam.
- Winden, J van der., A.L. Spaans, I. Tulp, B. Verboom, R. Lensink, D.A. Jonkers, R.J.W. van de Haterd & S. Dirksen, 1999. Deelstudie Ornithologie MER Interprovinciaal Windpark Afsluitdijk (samen met IBN-DLO). Rapport 99.03. IBN-DLO/ Bureau Waardenburg bv, Wageningen/Culemborg.
- Winden, J. van der, H.A.M. Prinsen, P. van Horssen & M. van der Valk, 2005. Effecten op vogels en overige fauna van het Windpark Wieringermeerdijk. Fase 1: Beoordeling van effecten op natuurwaarden in het kader van Vogelrichtlijn, EHS en Flora- en faunawet. Rapport 05-182. Bureau Waardenburg bv, Culemborg.
- Winter, C.J.N., 1995. Onverwachte prooien van Stormmeeuw *Larus canus* op volle zee. *Sula* 9: 123-126.
- Yésou, P., 2003. Recent changes in the summer distribution of the Balearic shearwater *Puffinus mauretanicus* off western France. *Sci. Mar.* 67 (Suppl. 2): 143-148.
- Yelverton, J.T., D.R. Richmond, W. Hicks, K. Sanders & E.R. Fletcher, 1972. Safe distances from underwater explosions for mammals and birds. Rep. from Lovelace Foundation for Medical Educ. and Res. for Defense Nuclear Agency.
- Zydelis, R. & D. Ruskyte, 2005. Wintering foraging of Long-tailed Ducks (*Clangula hyemalis*) exploiting different benthic communities in the Baltic Sea. *Wilson Bull.* 117: 133-141.

BIJLAGE I. COÖRDINATEN RIJVELD OOST

In deze bijlage worden de coördinaten gegeven van de turbines van het windpark, waarbij hoekpunten specifiek zijn vermeld. De coördinaten worden weergegeven in het ED50 stelsel (Europese datum 1950).

RIJVELD OOST			
WTG		UTM Zone 31 - ED50	
		OOST	NOORD
1	tevens hoekpunt	554.538	5.796.415
2	tevens hoekpunt	554.152	5.795.808
3		555.258	5.796.385
4		554.871	5.795.777
5		555.977	5.796.354
6		555.591	5.795.746
7		555.205	5.795.139
8		556.696	5.796.323
9		556.310	5.795.716
10		555.924	5.795.108
11		557.416	5.796.293
12		557.029	5.795.685
13		556.643	5.795.077
14	tevens hoekpunt	556.257	5.794.470
15		558.135	5.796.262
16		557.749	5.795.654
17		557.363	5.795.047
18		556.976	5.794.439
19	tevens hoekpunt	556.590	5.793.831
20		558.854	5.796.231
21		558.468	5.795.624
22		558.082	5.795.016
23		557.696	5.794.408
24	tevens hoekpunt	557.309	5.793.801
25	tevens hoekpunt	559.574	5.796.201
26		559.187	5.795.593
27		558.801	5.794.985
28		558.415	5.794.378
29		558.029	5.793.770
30		557.643	5.793.162
31	tevens hoekpunt	559.907	5.795.562
32		559.521	5.794.955
33		559.134	5.794.347
34		558.748	5.793.739
35		558.362	5.793.132
36	tevens hoekpunt	557.976	5.792.524
37		559.854	5.794.316
38		559.468	5.793.709
39		559.081	5.793.101
40		558.695	5.792.493
41		559.801	5.793.070
42		559.414	5.792.463
43	tevens hoekpunt	559.028	5.791.855
44	tevens hoekpunt	559.748	5.791.825
45	tevens hoekpunt	559.361	5.791.217
OHVS 1		557.863	5.794.089

BIJLAGE II. ACHTERGRONDINFORMATIE TREKVOGELS

Biogeografische populatie

De gehanteerde gegevens over de omvang van biogeografische populaties zijn te vinden in de door Rijkswaterstaat verstrekte file 'Appendix C' bij de Generieke Passende Beoordeling²¹. Deze file is door Rijkswaterstaat op internet gepubliceerd (www.noordzeeloket.nl) en daarmee vrij toegankelijk.

Populaties in Nederlandse en Britse Natura 2000-gebieden

De gehanteerde gegevens over aantallen en instandhoudingsdoelen van soorten in Nederlandse en Britse Natura 2000-gebieden zijn te vinden in de al genoemde file 'Appendix C' bij de Generieke Passende Beoordeling en de eveneens door Rijkswaterstaat geleverde file 'nieuwe synopsis'²². Enkele fouten in 'Appendix C' zijn gecorrigeerd. De gebruikte aantallen niet-broedvogels en de aantallen broedparen staan in Tabel 36.

Jaarlijkse sterfte

Voor alle geanalyseerde soorten is de jaarlijkse natuurlijke sterfte opgezocht in de literatuur. Er was informatie te vinden in de eerder genoemde file 'Appendix C', maar hierin was niet voor alle relevante soorten informatie te vinden en sommige waarden leken ook voor verbetering vatbaar. Er is gezocht naar soortspecifieke waarden. Indien deze niet beschikbaar waren, is gekozen voor een waarde van een nauwverwante soort (zelfde genus) of van een soort met overeenkomstige kenmerken. Bij verschillende waarden, is steeds de laagste sterfte gekozen (in verband met de gevolgde 'worst-case' strategie. De gehanteerde jaarlijkse natuurlijke sterfte en literatuurreferenties zijn opgenomen in Tabel 36.

Tabel 36: aantallen niet-broedvogels en aantallen broedparen in Nederlands en Britse Natura 2000-gebieden en jaarlijkse overleving van adulte vogels

soort	# niet-br NL	# niet-br UK	# br paren NL	# br paren UK	overleving (fractie)	referentie overleving
Dodaars	310		405		0.697	als meerkoet
Fuut	8380	2248			0.7	Fuchs (1982)
Kuifduiker	36	104		37	0.697	als meerkoet
Noordse stormvogel				205679	0.972	Balmer & Peach (1996)
Jan van gent				186460	0.919	Wanless <i>et al.</i> (2005)
Aalscholver	23890		14690		0.88	Frederiksen & Bregnballe (2000)
Roerdomp		14	216	17	0.7	Gilbert, Tyler & Smith (2002)
Kleine zwaan	4176	9344			0.822	Rees (2006)
Taigarietgans	450				0.77	Kear (2005)
Kolgans	267520	2731			0.724	Bell <i>et al.</i> (1993)

²¹ De betreffende Excel file is: Appendix-C_tcm14-3776.xls, de bijbehorende toelichting staat in: Appendix-C_tcm14-3775.doc

²² Nieuwe Synopsis januari_2008 (EXT)_tcm14-3777.xls

soort	# niet-br NL	# niet-br UK	# br paren NL	# br paren UK	overleving (fractie)	referentie overleving
Rotgans	34990	129987			0.9	Sedinger <i>et al.</i> (2002)
Bergeend	50910	70851			0.8	Kear (2005)
Smient	224030	230249		15	0.53	Balmer & Peach (1997)
Krakeend	8310	5617		166	0.625	als wilde eend
Wintertaling	19290	72721		73	0.541	Balmer & Peach (1996)
Wilde eend	75600	6801		850	0.625	Balmer & Peach (1996)
Pijlstaart	10680	24543			0.9	Fleskes <i>et al.</i> (2007)
Zomertaling				19	0.541	als wintertaling
Slobeend	6922	6074		264	0.6	Blums <i>et al.</i> (2005)
Tafeleend	25150	33325		30	0.72	Blums <i>et al.</i> (2005)
Kuifeend	77400	31333			0.79	Blums <i>et al.</i> (2005)
Zwarte zee-eend	61600	24003		10	0.839	Fox <i>et al.</i> (2003)
Brilduiker	3530	16095		4	0.829	Balmer & Peach (1996)
Nonnetje	860				0.89	als grote zaagbek
Middelste zaagbek	2890	2256			0.89	als grote zaagbek
Grote zaagbek	1580	78			0.89	Pearce <i>et al.</i> (2005)
Blauwe kiekendief		252	107	245	0.804	Balmer & Peach (1996)
Slechtvalk	81			75	0.72	Balmer & Peach (1996)
Waterral		4000			0.545	Conway <i>et al.</i> (1994)
Meerkoet	52190	18765			0.697	Balmer & Peach (1996)
Kraanvogel	190				0.95	Link <i>et al.</i> (2003)
Scholekster	198860	206129		1358	0.88	Balmer & Peach (1996)
Bontbekplevier	3730	13759	214	1174	0.772	Balmer & Peach (1996)
Goudplevier	39130	66970		5683	0.73	Sandercock (2003)
Zilverplevier	33170	66103			0.73	als goudplevier
Kievit	38090	122579		833	0.752	Balmer & Peach (1996)
Groenlandse Kanoet	54860	466952			0.84	Sandercock (2003)
Drieteenstrandloper	7390	13330			0.83	Balmer & Peach (1996)
Krombekstrandloper	2000				0.741	als bonte strandloper
Bonte strandloper	251070	493682			0.741	Balmer & Peach (1996)
Kemphaan	31310	561	120	1	0.75	als tureluur
Watersnip		329	450	278	0.62	Balmer & Peach (1996)
IJslandse grutto		16167			0.9	Sandercock (2003)
Rosse grutto	61940	63254			0.84	als kanoetstrandloper
Regenwulp (phaeopus)		810		65	0.89	Balmer & Peach (1996)
Wulp	113400	41865		393	0.736	Balmer & Peach (1996)
Tureluur	22410	93212		965	0.75	Balmer & Peach (1996)
Groenpootruiter	2140	87		140	0.75	als tureluur
Steenloper	4370	12902			0.86	Balmer & Peach (1996)
Kleine Jager				512	0.84	del Hoyo, Elliot and Sargatal (1996)

soort	# niet-br NL	# niet-br UK	# br paren NL	# br paren UK	overleving (fractie)	referentie overleving
Grote Jager				6149	0.888	Ratcliffe <i>et al.</i> (2002)
Dwergmeeuw	50				0.76	als kokmeeuw
Kokmeeuw				11900	0.76	Balmer & Peach (1996)
Stormmeeuw				15882	0.86	Bucacinski & Bukacinka (2003)
Kleine mantelmeeuw				34248	0.914	Balmer & Peach (1996)
Kleine mantelmeeuw			33110		0.914	Balmer & Peach (1996)
Zilvermeeuw				10542	0.935	Balmer & Peach (1996)
Grote mantelmeeuw				2946	0.935	als zilvermeeuw
Drieteenmeeuw				356764	0.835	Balmer & Peach (1996)
Grote stern		3517	13500	12273	0.832	Brenninkmeijer & Stienen (1992)
Visdief			15010	6895	0.85	Schroeder <i>et al.</i> (1996)
Noordse stern			1525	16224	0.85	Schroeder <i>et al.</i> (1996)
Dwergstern			525	1317	0.85	Schroeder <i>et al.</i> (1996)
Zeekoet				833377	0.949	Balmer & Peach (1996)
Alk				101114	0.89	Balmer & Peach (1996)
Velduil			59	115	0.69	als ransuil
Frater				179	0.63	als sneeuwgorst

De geschatte fractie oost-west trek over de Noordzee

Voor alle soorten die overgebleven zijn na de eerste 'Maximumeffect selectie', is bepaald welke fractie van de aan Natura 2000-gebieden gerelateerde aantallen over de Noordzee trekt tussen Nederland en het Verenigd Koninkrijk.

Deze schattingen worden per soort verantwoord in Tabel 37.

Tabel 37: geschatte fracties van de aantallen vogels in de Natura 2000-gebieden dat over de zuidelijke Noordzee trekt

soort	fractie niet-broedvogel	fractie broedvogel	toelichting
Noordse stormvogel		0.05	Maximaal 24000 individuen in zuidelijke Noordzee: dat is 1.2% van de totale populatie van het Verenigd Koninkrijk, Ierland en Noorwegen (2 milj. ind.)
Jan van gent		0.20	Alle broedvogels uit het oosten van het Engeland (50000 ind.) en de helft van de Schotse broedvogels (52500 ind.) trekken naar het oosten, waarvan de helft in Nederland terecht komt, op een totale populatie in het Verenigd Koninkrijk van 260000 ind.
Aalscholver	0.01	0.01	Vliegen naar het zuiden en volgen daarbij de kust
Kleine zwaan	0.50		Maximaal 7500-10000 individuen in N2000 gebieden in het Verenigd Koninkrijk op een totale populatie in VK van 20000 individuen
Rotgans	0.45		Maximaal 90000 individuen in N2000 gebieden in het Verenigd Koninkrijk op een totale populatie in het VK van 200000
Pijlstaart	0.50		De helft van de populatie in het Verenigd Koninkrijk (25000 ind.) en de helft van de Nederlandse populatie (10000 ind.) trekt over de zuidelijke Noordzee

soort	fractie niet-broedvogel	fractie broedvogel	toelichting
Zwarte zee-eend	0.10	0	De individuen uit de N2000 gebieden in van het Verenigd Koninkrijk trekken naar IJsland. De individuen in gebieden aan de oostkust van Engeland (6000) en in zuid Wales (7000) zijn afkomstig van het continent: dat is 13% van de totale populatie in het VK (100000)
Brilduiker	0.05	0	Niet-broedvogels verblijven in het noorden van het Verenigd Koninkrijk en zijn voornamelijk afkomstig uit Scandinavië. Broedvogels trekken niet over de zuidelijke Noordzee.
Nonnetje	0.10		Maximaal ca. 100 individuen geteld in het Verenigd Koninkrijk op een totaal van 860 individuen in Nederlandse N2000 gebieden
Middelste zaagbek	0.08		Ca. 5% van de populatie uit het Verenigd Koninkrijk (100 ind.) en 10% van de Nederlandse populatie (300 ind.) trekt over de zuidelijke Noordzee op een totaal van ca. 5000 individuen in N2000 gebieden in beide landen
Grote zaagbek	0.05		De individuen in Schotland komen uit Scandinavië- ca. 5% van de Nederlandse populatie vliegt door naar het Verenigd Koninkrijk
Blauwe kiekendief	0.01	0.03	De meeste (98%) broedvogels uit het Verenigd Koninkrijk vliegen naar het zuiden. Van de Nederlandse niet-broedvogels wordt 1% teruggevonden in het Verenigd Koninkrijk en 5% van de Nederlandse broedvogels (Speek).
Slechtvalk	0.01	0	De meeste in Nederland overwinterende individuen blijven in Nederland. De broedvogels uit het Verenigd Koninkrijk trekken niet.
Kraanvogel	0.01		Vliegen zuidelijk vanuit Scandinavië, alleen in zeldzame gevallen bij sterke oostelijke wind dwalen individuen westelijker af.
Scholekster	0.01	0.01	Individen uit het Verenigd Koninkrijk trekken nauwelijks. Van de Nederlandse niet-broeders wordt 1% teruggevonden in het Verenigd Koninkrijk (Speek)
Bontbekplevier	0.20	0.02	Broedvogels uit het Verenigd Koninkrijk trekken nauwelijks
Goudplevier	0.25	0.01	Driekwart van de overwinterende individuen komt uit IJsland, de rest uit Nederland. Soms extra trek vanuit Denemarken en Nederland bij koud weer (verwaarloosbaar). Broedvogels uit het Verenigd Koninkrijk blijven daar of trekken naar het zuiden (Wader Atlas)
Zilverplevier	0.50		Alle individuen in het Verenigd Koninkrijk zijn van de Russische populatie. Aanname: 50/50 verdeling tussen VK en Nederland (Migration Atlas)
Kievit	0.80	0.03	De meeste Kieviten in UK trekken lokaal of naar het zuiden
Kanoetstrandloper (Groenland)	0.90		70% van de Groenlandse broedvogels trekken via het Verenigd Koninkrijk naar de Waddenzee. Van deze groep overwintert 30% in VK, en die keren terug naar de Waddenzee om op te vetten voordat ze naar hun broedgebied terugkeren (dus steken 4x de zuidelijke Noordzee over) (Wader Atlas; Davidson & Wilson, WSGB supp. 1992)
Drieteenstrandloper	0.30		De meeste individuen in UK komen van Groenland of noordelijke Noordzee
Krombekstrandloper	0.01		Trekken nauwelijks naar UK, maar vooral naar zuiden
Bonte strandloper	0.30		Schatting, gebaseerd op een verhouding 3:2 voor VK respectievelijk NL populatie
Kemphaan	0.10	0.10	Trek voornamelijk zuidwaarts gericht
IJslandse grutto	0.10		20% van islandica maar vooral tijdens voorjaar (Gunnarsson 2005, J. Alves pers. comm.)
Rosse grutto	0.60		Migration Atlas - fig 4. Gebaseerd op gehele UK winter populatie, verdeeld 3:2 UK:NL.
Regenwulp	0.20	0.01	Individen uit UK trekken voornamelijk zuidwaarts
Wulp	0.10	0.05	Individen in UK trekken lokaal of zuidwaarts, klein deel van Nederlandse vogels migreert naar UK
Tureluur	0.10	0.05	UK-broedvogels voornamelijk standvogels, klein deel van individuen in Nederland trekt naar UK

soort	fractie niet-broedvogel	fractie broedvogel	toelichting
Groenpoot-ruiter	0.10	0.05	15000 in Nederland, 1500 maximaal in UK
Steenloper	0.20		In UK zijn de vogels voornamelijk afkomstig van Groenland en IJsland
Kleine jager		0.30	Broedpopulaties bepoerkt tot noordelijke eilandgroepen UK incl. west Schotland
Grote jager		0.30	Meerderheid vogels steekt de zuidelijk helft van de Noordzee niet over. Broedvogels uit Schotland trekken zuid langs de westkust van UK en Ierland
Dwergmeeuw	0.15		30% per jaar kruisend, alleen tijdens post-breedings trek
Kokmeeuw		0.25	Meeste broedvogels UK zijn standvogel. Meerderheid van trekbewegingen zijn van jonge vogels in zuidelijke richting.
Stormmeeuw		0.2	UK broedpopulatie trekt voornamelijk in zuidelijk en westelijke richting.
Kleine mantelmeeuw		0.1	Nederlandse broedvogels van ondersoort intermedius, UK broedvogels van ondersoort graellsii. Meeste UK broedvogels trekken zuidwaarts, een klein aandeel van de Nederlandse broedvogels trekken W over zuidelijke Noordzee.
Zilvermeeuw		0.05	UK broedvogels zijn vooral standvogel, hoewel sommige de Noordzee overtrekken. Bewegingen tussen Scandinavië en UK vooral rechtstreeks.
Drieteenmeeuw		0.1	Buiten broedseizoen verblijft de soort op zee. De meeste UK broedvogels gaan naar westen. Enige trekbewegingen over Noordzee maar voornamelijk in noordelijke deel.. Migration Atlas Fig 4.
Grote stern	0.70	0.70	Post-breedings van en naar Nederland. Groot deel van de vogels migreert tussen Nederland en UK
Visdief		0.10	Van 101 ringterugvondsten zijn 37 afkomstig uit Nederland, België en Duitsland. Percentage van aantal dat rechtstreeks migreert is echter lager, omdat veel vogels noord-zuid migreren.
Noordse stern		0.05	UK vogels vliegen voornamelijk noord-zuid, dicht langs de kust
Dwergstern		0.40	Gebaseerd op alle UK vogels die post-breedings de Noordzee kruisen. Mogelijk doen niet alle of veel vogels dit. Er is enig speculatief bewijs dat suggereert dat Nederland als verblijfsgebied fungeert na et broeden, maar het is onduidelijk of dit ook de UK vogels betreft.
Zeekoet		0.20	Migration Atlas - fig 4 en tekst. Mogelijk een te hoge schatting
Alk		0.05	Migration Atlas - fig 4&5. Voornamelijk noord-zuid migratie, vogels van Schotland migreren oostwaarts naar Noorwegen en Denemarken, zuidelijke kolonies migreren zuidwaarts.
Velduil		0.03	Migration Atlas - fig 4 en tekst p440. De meeste UK broedvogels migreren zuidwaarts. 10% van het totaal aantal broedvogels in Nederland + UK broeden in Nederland, hiervan migreert 0,3 naar de UK.
Frater		0.15	Migration Atlas - fig 4.

Rijnveld Oost – correctie voor ligging

De locatie van Rijnveld Oost is relatief zuidelijk, hetgeen betekent dat vogels die met name vliegen tussen beschermde gebieden in het noorden van Nederland (Waddenzee, IJsselmeer en aangelegen gebieden) en de belangrijkste gebieden in het oosten van het Verenigd Koninkrijk, hier relatief minder verwacht mogen worden. Voor deze soorten is verondersteld dat tweederde over de noordelijke helft van de kustzone en eenderde over de zuidelijke helft van de kustzone oversteekt. Dat leidt in die zuidelijke helft tot een correctiefactor van 0,67.

BIJLAGE III. INFORMATIE OVER ZEEZOOGDIEREN

Bruinvis

Van de walvisachtigen (Cetacea) is de Bruinvis (*Phocoena phocoena*) de enige soort die regelmatig in de Nederlandse kustwateren wordt gesignaleerd. De habitat van de Bruinvis bestaat uit kusten en estuaria, maar de soort wordt ook ver van de kust aangetroffen en tot op diepten van meer dan 200 meter (Goodson 1996, Read 1997). De Bruinvis leeft incidenteel in groepen van meer dan 100 dieren, maar meestal in losse verbanden. Voor zijn voedsel is de Bruinvis onder andere afhankelijk van vissoorten als Haring en Sprot, waarvan zich in de kustzone concentraties kunnen vormen.

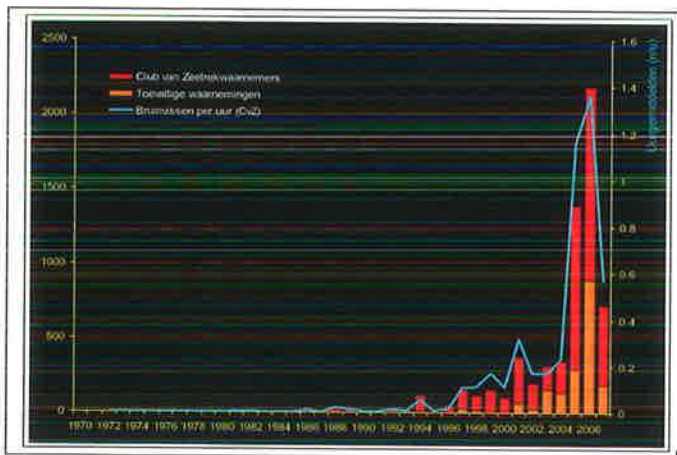
Onder: Bruinvis (Dolfinarium Harderwijk)



In de gehele Noordzee komen momenteel tussen de 267.000 en 465.000 Bruinvissen voor (Noordzee *et al.* 2005). Dit aantal hangt af van welke gebieden wel of niet worden meegenomen in de tellingen. Op Europees niveau zijn twee tellingen internationaal gecoördineerd en uitgevoerd, de zogenaamde SCANS-surveys (Small Cetaceans Abundance in the North Sea). SCANS-II komt op een aantal Bruinvissen van circa 344.000 voor het gehele SCANS survey gebied, waarbij voor de Noordzee een totaal van ongeveer 250.000 exemplaren geldt. Berekeningen op basis van ongecorrigeerde vliegtuigtellingen voor het NCP komen uit op circa 0,2 exemplaren per vierkante kilometer in 2004, hetgeen neerkomt op circa 11.500 Bruinvissen op het NCP (Arts & Berrevoets 2005). In Osinga *et al.* (2007) wordt een dubbel aantal Bruinvissen op het NCP aangegeven; volgens de - gecorrigeerde - SCANS II tellingen zijn er momenteel ruim 22.000 Bruinvissen op het NCP, uitgaande van een gemiddelde van 0,390 exemplaren per km². In de eerste helft van de vorige eeuw was de Bruinvis algemeen in de Nederlandse kustzone, maar daarna werd deze soort een zeldzame en onregelmatige verschijning. Sinds 1986 houdt *P. phocoena* zich echter weer vrij algemeen voor onze kust op, met name in de winter en in wat grotere dichtheden ten noorden van de Waddeneilanden (Bergman & Leopold 1992). In het Noord-Hollandse kustgebied komen de meeste waarnemingen van de Bruinvis uit de omgeving van Texel (Camphuysen & Leopold 1998). Gegevens over strandingen van de Bruinvis (Addink & Smeenk 1999) bevestigen dit beeld. Uit luchtwaarnemingen (Witte & Van Lieshout 2003) werd afgeleid dat de zuidgrens van de zuidelijke Noordzeepopulatie van de Bruinvis voor de Nederlandse kust ligt. Echter, de Bruinvis wordt de laatste 10 tot 15 jaar steeds zuidelijker waargenomen. Recente gegevens over strandingen duiden op grotere aantallen in de zomermaanden en op een mogelijke verschuiving van de Noordzeepopulatie in de zuidelijke richting (Addink & Smeenk 1999). Er wordt vermoed dat bij deze verschuiving (en dus geen absolute toename) voedselgebrek in het noordelijke deel van de Noordzee hierin een rol speelt. Recente studies laten deze toename nog duidelijker zien (Camphuysen 2004, Leopold & Camphuysen 2006). Tegelijkertijd met deze toename in aantallen neemt de sterfte door verstikking in visserijnetten ook toe: in 2006 werden honderden dode Bruinvissen aangetroffen die zeker door verstikking in netten waren omgekomen (Camphuysen, in Volkskrant 26 mei 2007).

Bruinvissen zijn lastig te tellen op zee. Op basis van incidentele waarnemingen, systematische observaties en lange termijn trend is het voorkomen van de Bruinvis in kaart gebracht (zie Figuur 21). De meest recente tellingen laten voor de eerste helft van 2007 een sterke daling zien in winter- en voorjaarswaarnemingen langs de Nederlandse kust. Omdat de meeste Bruinvissen in de eerste helft van een jaar worden waargenomen²³, is het onwaarschijnlijk dat dit in de tweede helft van dit jaar nog wordt goed gemaakt. In hoeverre deze constatering een trendbreuk is, valt nu nog niet te zeggen, maar volgens Camphuysen (in de Leeuwarder Courant 9 juni 2007) is het wel interessant om te weten dat tegelijk ook de visetende zeevogels snel in aantal terugliepen.

Overigens zijn er geen aanwijzingen voor een verband tussen de teruggang van Bruinvissen en de aanleg van het OWEZ park voor de kust van Egmond. Ten tijde van het heien waren er in Noord-Holland niet meer strandingen dan elders, dus er was vermoedelijk geen directe mortaliteit door het heien van de turbinepalen (persoonlijke mededeling, M. Leopold). De bouw van Q7 vond plaats in de winter van 2006/2007, en deze periode valt deels samen met de periode waarin het aantal waarnemingen van Bruinvis achteruit ging. Een effect van de bouw van deze windparken kan dus niet worden uitgesloten. In een nadere analyse van gegevens zou dan een (cor)relatie verwacht worden tussen de ruimtelijke en temporele veranderingen in Bruinviswaarnemingen en de locaties en tijdstippen van het heien van de funderingen voor Q7. Echter, ook hier dienen de resultaten van de monitoring op de langere termijn afgewacht te worden voordat er meer zekerheid kan worden gegeven.



Figuur 21: Vanaf de kust in het voorjaar (jan-jun) waargenomen Bruinvissen sinds 1970. De blauwe lijn is effort-gecorrigeerd (Marine Mammal Database; geüpdate juni 2007) (Bron: <http://home.planet.nl/~camphuys/Bruinvis.html>)

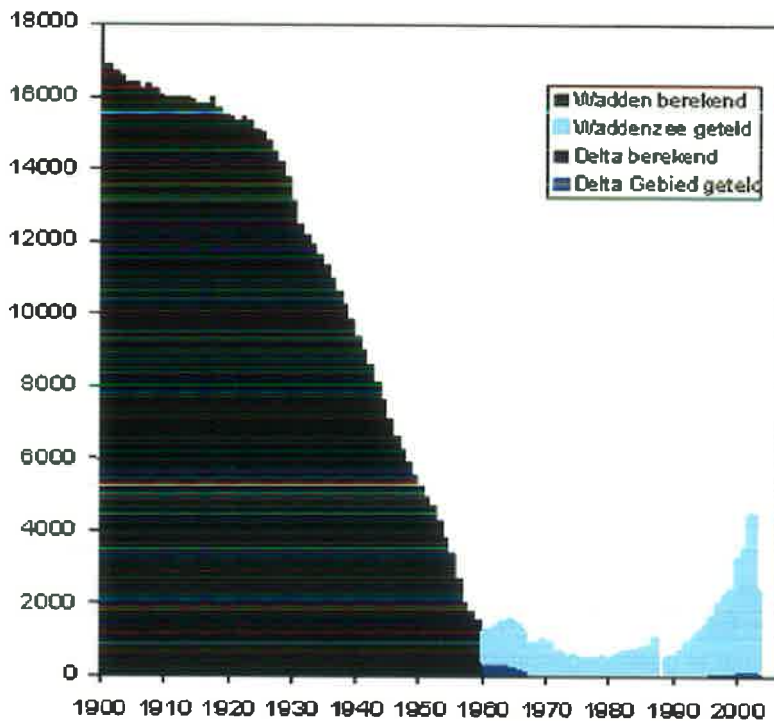
Tijdens recente vliegtuigtellingen (MWTl, 2004-2006) zijn geen exemplaren van Bruinvissen waargenomen. Ook tijdens de scheeptellingen (ESAS, Courtens & Stienen 2007) werden geen Bruinvissen in het plangebied waargenomen. Echter, het aantal waarnemingen op de planlocatie lag laag in vergelijking met ander delen van het NCP. In een ruimere omgeving van het plangebied werden wel Bruinvissen waargenomen, vooral tijdens recente waarnemingen. Er is dus een kleine kans om Bruinvissen in het plangebied waar te nemen.

²³ <http://home.planet.nl/~camphuys/Bruinvis.html>

Ten behoeve van de bouw van het OWEZ nabij Egmond is een *baseline survey* (T_0) uitgevoerd naar het voorkomen van Bruinvissen onder de kust (Brasseur *et al.* 2004). De resultaten die hieruit werden verkregen, pasten goed in de trend van toenemende aantallen Bruinvissen op het NCP. De hoogste aantallen werden in februari waargenomen. De dichtheid in deze maand lag tussen 0,15 en 1,4 per vierkante kilometer, de laatste gemeten vlak onder de kust. In een studie boven de Duitse Waddeneilanden werden dichtheidspieken waargenomen in zowel februari als mei/juli (Thomsen *et al.* 2006a). Opgemerkt dient te worden dat de aantallen die met behulp van deze scheepstellingen zijn waargenomen, zijn gecorrigeerd. Dit is normaal bij scheepstellingen, maar bij vliegtuigtellingen wordt dit niet toegepast omdat er loodrecht van boven wordt waargenomen, en een veel smallere zoekstrip wordt gehanteerd, 100 meter in plaats van 300 meter (Cor Berrevoets, persoonlijke mededeling). De cijfers uit de vliegtuigtellingen zijn derhalve niet gecorrigeerd. Het is niet uitgesloten dat vliegtuigtellingen een wat lagere schatting geven van aantallen Bruinvis dan scheepstellingen in verband met de grotere afstand waarop de waarnemingen gedaan worden. In Osinga *et al.* (2007) wordt dit punt ook genoemd. Zij vergelijken drie getallen uit verschillende onderzoeken. Het RIKZ programma en het STENA programma komen op een ongecorrigeerde gemiddelde dichtheid in de Noordzee rond de 0,2 per km^2 , het SCANS II programma komt op een gecorrigeerde gemiddelde dichtheid van circa 0,4 per km^2 . Er is dus goede reden om aan te nemen dat het gemiddelde getal zoals gepresenteerd in Arts & Berrevoets (2005) over de periode 1991-2005, en de aantallen zoals in het MWTL programma waargenomen, een factor 2 hoger ligt. Overigens wordt in de verschillende onderzoeken ook aangegeven dat er geen toegenomen dichtheid van Bruinvissen is op de Noordzee, en dat de toename van Bruinvis in de Nederlandse wateren dus vooral een effect van verschuiving in verspreiding is. Als gemiddelde waarde voor de zuidelijke Noordzee is de gemiddelde waarde van 0,4 per km^2 dus zeker niet te hoog. Gezien de gegevens van SCANS II voor de zuidelijke Noordzee wordt een gemiddelde dichtheid van 0,4 per km^2 aangehouden, een waarde die het dubbele is van wat in Arts & Berrevoets voor het NCP werd gemeten met (ongecorrigeerde) vliegtuigwaarnemingen.

Zowel de Bruinvis als Tuimelaar worden genoemd in bijlage 2 van de Habitatrichtlijn. In bijlage 4, de strikt beschermde soorten, worden alle Cetacea (walvisachtigen) genoemd. Omdat de Tuimelaar vrijwel verdwenen is, wordt in Graadmeters voor de Noordzee (Ministerie van Verkeer en Waterstaat 2000) als graadmeter voor de populatie zeezoogdieren van de walvissen alleen de Bruinvis als indicatorsoort gebruikt.

Gewone en Grijze zeehond

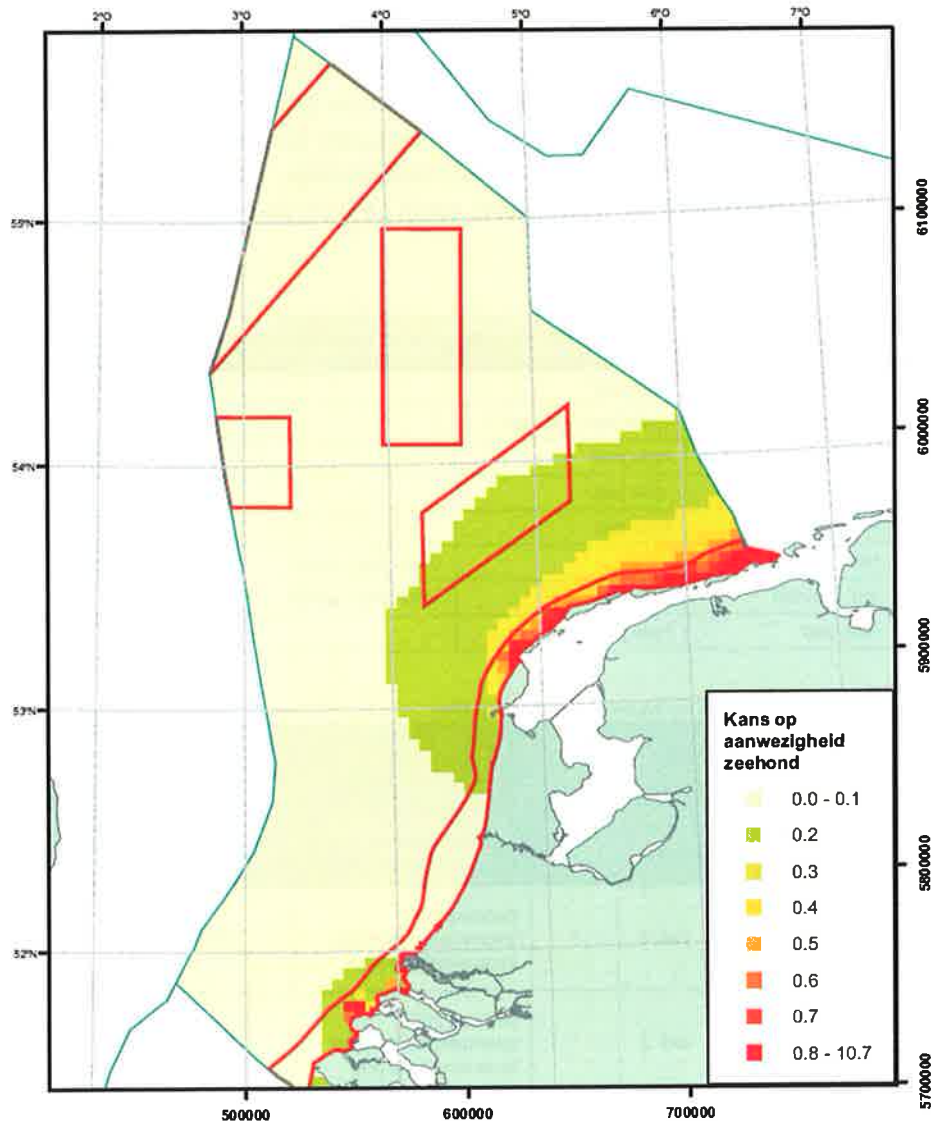


Figuur 22: Tellingen en berekeningen van de Gewone zeehond in Nederlandse kustwateren (bron: http://www.zeezoogdieren.alterra.wur.nl/p6a_GewoneZeehond.htm#Trends)

In de jaren '90 zijn er satellietzenders ontwikkeld die klein genoeg zijn om ook voor onderzoek aan de Gewone zeehond te gebruiken. In Brasseur *et al.* (2004) is dit experiment beschreven. De zeehonden bleken zich niet te beperken tot de tientallen kilometers rondom hun ligplaats, maar bleken soms meer dan 200 kilometer de zee op te trekken en naar ligplaatsen te gaan die meer dan 300 kilometer verderop zijn. Sinds 1997 zijn er in Nederland 43 dieren gevolgd met satellietzenders. Uit Lindeboom *et al.* (2005) blijkt dat ondanks het gerichte trekgedrag van de dieren in geen enkel geval twee zeehonden samen in zee werden gelokaliseerd. Door de grote individuele variatie en het ontbreken van voldoende data in het belangrijkste foerageerseizoen (het najaar) is het moeilijk om de belangrijke foerageergebieden in de Noordzee te identificeren. In Lindeboom *et al.* (2005) werd een eerste verspreidingsmodel toegelicht, zoals opgesteld met behulp van de gegevens uit Brasseur *et al.* (2004; zie figuur 4.5 afkomstig uit Lindeboom *et al.* 2005). Hieruit blijkt dat de potentiële habitat van de Gewone zeehond het gehele Nederlands Continentaal Plat bestrijkt, maar omdat de dieren samenkomen op de zandbanken in de Waddenzee en het Deltagebied, is de waarschijnlijke concentratie zeehonden in die kustgebieden hoog en op open zee ver hier vandaan veel lager. Ter plaatse van de geplande windparken is de kans om een Gewone zeehond waar te nemen relatief klein.

Vooraf van december tot en met februari worden zeehonden voor de Noord- en Zuid-Hollandse kust gezien (Platteeuw *et al.*, 1994). Het vermoeden bestaat dat de zeehond met name in koude winters de Waddenzee verwisselt voor de kustzone. Waarschijnlijk is het noordelijk deel van het Hollandse kustzone belangrijker als uitwijkgebied voor Gewone zeehonden uit de Waddenzee

dan het zuidelijk deel, vanwege de nabijheid van de Waddenzee en de aanwezigheid van voedselrijke gebieden (Friese Front). De Hollandse kustwateren kunnen door zeehonden worden gebruikt als migratieroute tussen de Waddenzee en de Voordelta.



Figuur 23: Berekende kans op aanwezigheid van zeehonden, gebaseerd op zwemgedrag van 7 geenderde zeehonden (Lindeboom *et al.*, 2005)

De Grijze zeehond (*Halichoerus grypus*) heeft vrij recentelijk de Nederlandse wateren weer gekoloniseerd. Tot in de Middeleeuwen kwamen de dieren voor in de Waddenzee maar hier zijn zij waarschijnlijk door jacht uitgeroeid. Sinds 1980 groeit de kolonie Grijze zeehonden, die gebruik maakt van ligplaatsen in het westelijk wad, exponentieel: in 2003 werden 1.100 dieren geteld. En ook in het Deltagebied worden nu regelmatig Grijze zeehonden aangetroffen. Er is in Nederland nog geen onderzoek gedaan naar het habitatgebruik van deze dieren, maar aannemelijk is dat ze, evenals hun soortgenoten in Schotland, nog grotere afstanden kunnen overbruggen om te

foerageren dan de Gewone zeehond (> 200 kilometer). Ook voor deze soort zal men in de Noordzee rekening moeten houden met nog nader te identificeren geschikte foerageerplekken die door Grijs zeehonden worden bezocht.

De aantallen zeehonden in de (Voor)Delta nemen nog steeds toe (Lindeboom *et al.* 2005). De Hollandse kustzone is dus van belang als migratieroute tussen Waddenzee en (Voor)Delta. Daarnaast is er uitwisseling van zeehonden tussen Nederland en de Engelse oostkust, maar het is nog niet duidelijk of daarbij sprake is van specifieke migratierouten. Zowel de Gewone als de Grijs zeehond worden genoemd in bijlage 2 en 4 van de Habitatrichtlijn. Voor de populatie zeezoogdieren wordt in Graadmeters voor de Noordzee naast de Bruinvis ook de Gewone zeehond als indicatorsoort gebruikt.

Tabel 38: Perioden waarin de grootste aantallen zeezoogdieren voorkomen per deelgebied

Gebied	Bruinvis	Witsnuitdolfijn	Gewone zeehond	Grijs zeehond
Doggersbank	mei-nov	hele jaar	-	-
Oestergonden	(hele jaar) mei-nov	(hele jaar) juni-nov	-	-
Klaverbank	mei-nov	hele jaar	-	-
Transitiezone	hele jaar	hele jaar	-	-
Friese Front	hele jaar	hele jaar	-	-
Waddenkust	hele jaar	-	(hele jaar) winter	(hele jaar) winter
Hollandse kust	vnl. okt-mei	hele jaar	Voordelta: winter	-
Zuidelijke Bocht	hele jaar	hele jaar	-	-

Tabel 39: Zeezoogdieren in de Nederlandse kustwateren en de Noordzee

Soort	Status				Aantal exemplaren per	
	Habitatrichtlijn	Ffwet	Rode Lijst	Instandhoudingsdoelstelling***	Voordelta & Waddenzee	Nederlands Continentaal Plat
Gewone zeehond*	Voordelta, Waddenzee, kustzone, Noordzee	cat. 3	*	behoud 200 exemplaren, behoud levensvatbare pop	3500	Foerage
Grijs zeehond*	Voordelta, Waddenzee, kustzone, Noordzee	cat. 2	*	behoud 200 exemplaren, behoud levensvatbare pop	1500	Foerage
Bruinvis	Kustzone, Noordzee (HR Annex 4)	cat. 3	*	herstel (Noordzee)		22.000
Witsnuitdolfijn	Noordzee (HR Annex 4)	cat. 3	*	behoud		7500**

* voor de zeehonden zijn concrete instandhoudingsdoelstellingen opgenomen voor de Voordelta in het aanwijzingsbesluit

** aantallen Witsnuitdolfijn gelden voor de gehele Noordzee

*** instandhoudingsdoelstelling respectievelijk voor Voordelta en Waddenzee in geval van de zeehonden, en voor de Bruinvis in algemene zin in de Noordzeekustzone (als bijlage 2 soort van de HR)

In Tabel 39 zijn de aantallen Bruinvis, Witsnuitdolfijn, Gewone en Grijsze zeehond samengevat en is hun wettelijke status weergegeven. Deze soorten zijn alle drie wettelijk beschermd, waarbij (concept) instandhoudingsdoelstellingen zijn vastgesteld voor alle drie soorten; voor de Grijsze en Gewone zeehond zijn in het aanwijzingsbesluit van de Voordelta concrete instandhoudingsdoelstelling opgenomen, namelijk behoud van de populatie van 200 stuks voor beide soorten en een verbetering van het leefgebied (toename rustige plaatsen) voor de Gewone zeehond. In 2008 worden naar verwachting Natura 2000-gebieden op zee aangewezen; hierbij zal de zeer ongunstige staat van instandhouding van de Bruinvis een rol gaan spelen. Momenteel is de gunstige staat van instandhouding gedefinieerd als "Terugkeer van een zich voortplantende populatie Bruinvissen langs de hele Nederlandse kust, inclusief het Deltagebied is nodig voor een gunstige staat van instandhouding. Beperking van de sterfte in vissersnetten is van belang." De Witsnuitdolfijn wordt naast bijlage 4 in de Habitatrichtlijn nergens in de Nederlandse wetgeving genoemd. Wel is het dier beschermd op basis van CITES, ASCOBANS en de verdragen van Bonn en Bern. De beschermingsstatus is in principe te vergelijken met een behoudsdoelstelling. Het beschermingsniveau voor deze soort volgens IUCN is "*Lower Risk/least concern*", hetgeen inhoudt dat de soort niet als kwetsbaar of bedreigd wordt gezien. De Gewone zeehond heeft een instandhoudingsdoelstelling in alle drie de NB-wetgebieden de Voordelta, Noordzeekustzone en de Waddenzee, de Grijsze zeehond alleen in de Waddenzee en de Noordzeekustzone, en de Bruinvis alleen in de Noordzeekustzone (als HR bijlage 2 soort waarvoor een beschermd gebied dient te worden ingericht). De tabel bevat tevens voor deze drie soorten een overzicht van het aantal individuen in de verschillende delen van het plangebied zoals die zijn waargenomen in 2003 (Arts & Berrevoets 2005). De aantallen zeezoogdieren vertonen in het algemeen over de laatste jaren een stijgende trend.

BIJLAGE IV. INSTANDHOUDINGSDOELSTELLINGEN VOOR VOGELS IN NATURA 2000-GEBIEDEN

Broedvogels

Natura 2000 gebied	Soort nr.	Broedvogelsoort	Gebiedsdoelstelling		Aantal broedparen
			Omvang leefgebied	Kwaliteit leefgebied	
Waddenzee	A034	Lepelaar	=	=	340
Waddenzee	A063	Eider	=	=	2700
Waddenzee	A081	Bruine kiekendief	=	=	30
Waddenzee	A082	Blauwe kiekendief	=	=	3
Waddenzee	A132	Kluut	=	=	3800
Waddenzee	A137	Bontbekplevier	=	=	60
Waddenzee	A138	Strandplevier	>	>	15
Waddenzee	A183	Kleine mantelmeeuw	=	=	15000
Waddenzee	A191	Grote stern	=	=	9500
Waddenzee	A193	Visdief	=	=	5300
Waddenzee	A194	Noordse stern	=	=	1500
Waddenzee	A195	Dwergstern	=	=	160
Waddenzee	A222	Velduil	=	=	5
Duinen en Lage Land Texel	A021	Roerdomp	=	=	5
Duinen en Lage Land Texel	A034	Lepelaar	=	=	120
Duinen en Lage Land Texel	A063	Eider	=	=	110
Duinen en Lage Land Texel	A081	Bruine kiekendief	=	=	30
Duinen en Lage Land Texel	A082	Blauwe kiekendief	=	=	20
Duinen en Lage Land Texel	A137	Bontbekplevier	>	>	5
Duinen en Lage Land Texel	A138	Strandplevier	>	>	1
Duinen en Lage Land Texel	A183	Kleine mantelmeeuw	=	=	14000
Duinen en Lage Land Texel	A195	Dwergstern	>	>	40
Duinen en Lage Land Texel	A222	Velduil	>	>	20
Duinen en Lage Land Texel	A276	Roodborsttapuit	=	=	40
Duinen en Lage Land Texel	A277	Tapuit	>	>	100
Duinen Vlieland	A017	Aalscholver	=	=	870
Duinen Vlieland	A034	Lepelaar	=	=	170
Duinen Vlieland	A063	Eider	=	=	2100
Duinen Vlieland	A081	Bruine kiekendief	=	=	20
Duinen Vlieland	A082	Blauwe kiekendief	>	>	9
Duinen Vlieland	A119	Porseleinhoen	=	=	4
Duinen Vlieland	A138	Strandplevier	>	>	5
Duinen Vlieland	A183	Kleine mantelmeeuw	=	=	2500
Duinen Vlieland	A222	Velduil	>	>	1
Duinen Vlieland	A277	Tapuit	>	>	35
Duinen Vlieland	A338	Grauwe klauwier	>	>	1
Duinen Terschelling	A004	Dodaars	=	=	20
Duinen Terschelling	A081	Bruine kiekendief	=	=	40
Duinen Terschelling	A082	Blauwe kiekendief	>	>	40
Duinen Terschelling	A137	Bontbekplevier	>	>	10
Duinen Terschelling	A138	Strandplevier	>	>	10
Duinen Terschelling	A195	Dwergstern	>	>	20
Duinen Terschelling	A222	Velduil	>	>	10
Duinen Terschelling	A275	Paapje	>	>	25
Duinen Terschelling	A277	Tapuit	>	>	100
Duinen Terschelling	A295	Rietzanger	=	=	120
Duinen Ameland	A021	Roerdomp	=	=	2
Duinen Ameland	A063	Eider	>	>	100
Duinen Ameland	A081	Bruine kiekendief	=	=	40
Duinen Ameland	A082	Blauwe kiekendief	>	>	20
Duinen Ameland	A119	Porseleinhoen	=	=	2
Duinen Ameland	A222	Velduil	>	>	20
Duinen Ameland	A277	Tapuit	>	>	100
Duinen Ameland	A295	Rietzanger	=	=	230
Duinen Ameland	A338	Grauwe klauwier	>	>	1
Duinen Schiermonnikoog	A021	Roerdomp	=	=	4
Duinen Schiermonnikoog	A063	Eider	=	=	2500
Duinen Schiermonnikoog	A081	Bruine kiekendief	=	=	25
Duinen Schiermonnikoog	A082	Blauwe kiekendief	=	=	10
Duinen Schiermonnikoog	A137	Bontbekplevier	>	>	5
Duinen Schiermonnikoog	A138	Strandplevier	>	>	5
Duinen Schiermonnikoog	A222	Velduil	>	>	1
Duinen Schiermonnikoog	A275	Paapje	>	>	10

Natura 2000 gebied	Soort nr.	Broedvogelsoort	Omvang leefgebied	Kwaliteit leefgebied	Aantal broedparen
Duinen Schiermonnikoog	A277	Tapuit	>	>	30
Noordzeekustzone	A137	Bontbekplevier	=	=	20
Noordzeekustzone	A138	Strandplevier	>	>	20
Noordzeekustzone	A195	Dwergstern	>	>	5
Lauwersmeer	A021	Roerdomp	=	=	10
Lauwersmeer	A081	Bruine kiekendief	=	=	20
Lauwersmeer	A084	Grauwe kiekendief	=	=	4
Lauwersmeer	A119	Porseleinhoen	=	=	15
Lauwersmeer	A132	Kluut	=	=	110
Lauwersmeer	A137	Bontbekplevier	=	=	4
Lauwersmeer	A151	Kemphaan	>	>	20
Lauwersmeer	A194	Noordse stern	=	=	5
Lauwersmeer	A222	Velduil	=	=	1
Lauwersmeer	A272	Blauwborst	=	=	120
Lauwersmeer	A275	Paapje	=	=	10
Lauwersmeer	A292	Snor	=	=	20
Lauwersmeer	A295	Rietzanger	=	=	1900
IJsselmeer	A017	Aalscholver	=	=	8000*
IJsselmeer	A021	Roerdomp	>	>	7
IJsselmeer	A081	Bruine kiekendief	=	=	20
IJsselmeer	A119	Porseleinhoen	=	=	15
IJsselmeer	A137	Bontbekplevier	=	=	10
IJsselmeer	A151	Kemphaan	>	>	20
IJsselmeer	A193	Visdief	=	=	2000
IJsselmeer	A292	Snor	=	=	40
IJsselmeer	A295	Rietzanger	=	=	990
Zwanenwater & Pettemerduinen	A017	Aalscholver	=	=	300
Zwanenwater & Pettemerduinen	A021	Roerdomp	=	=	2
Zwanenwater & Pettemerduinen	A034	Lepelaar	=	=	70
Zwanenwater & Pettemerduinen	A183	Kleine mantelmeeuw	=	=	100
Zwanenwater & Pettemerduinen	A277	Tapuit	>	>	20
Voornes Duin	A008	Geoorde fuut	=	=	5
Voornes Duin	A017	Aalscholver	=	=	1100
Voornes Duin	A034	Lepelaar	=	=	100
Duinen Goeree & Kwade Hoek	A138	Strandplevier	=	=	220*
Haringvliet	A081	Bruine kiekendief	=	=	20
Haringvliet	A132	Kluut	=	=	2000*
Haringvliet	A137	Bontbekplevier	=	=	100*
Haringvliet	A138	Strandplevier	=	=	220*
Haringvliet	A176	Zwartkopmeeuw	=	=	400*
Haringvliet	A191	Grote stern	=	=	4000*
Haringvliet	A193	Visdief	=	=	6500*
Haringvliet	A195	Dwergstern	=	=	300*
Haringvliet	A272	Blauwborst	=	=	300
Haringvliet	A295	Rietzanger	=	=	420
Krammer-Volkerak	A034	Lepelaar	=	=	30
Krammer-Volkerak	A081	Bruine kiekendief	=	=	10
Krammer-Volkerak	A132	Kluut	=	=	2000*
Krammer-Volkerak	A137	Bontbekplevier	=	=	100*
Krammer-Volkerak	A138	Strandplevier	=	=	220*
Krammer-Volkerak	A176	Zwartkopmeeuw	=	=	400*
Krammer-Volkerak	A183	Kleine mantelmeeuw	=	=	810
Krammer-Volkerak	A193	Visdief	=	=	6500*
Krammer-Volkerak	A195	Dwergstern	=	=	300*
Grevelingen	A081	Bruine kiekendief	=	=	20
Grevelingen	A132	Kluut	=	=	2000*
Grevelingen	A137	Bontbekplevier	=	=	100*
Grevelingen	A138	Strandplevier	=	=	220*
Grevelingen	A191	Grote stern	=	=	4000*
Grevelingen	A193	Visdief	=	=	6500*
Grevelingen	A195	Dwergstern	=	=	300*
Oosterschelde	A132	Kluut	=	=	2000*
Oosterschelde	A137	Bontbekplevier	=	=	100*

Natura 2000 gebied	Soort nr.	Broedvogelsoort	Omvang leefgebied	Kwaliteit leefgebied	Aantal broedparen
Oosterschelde	A138	Strandplevier	>	>	220'
Oosterschelde	A191	Grote stern	=	=	4000'
Oosterschelde	A193	Visdief	=	=	6500'
Oosterschelde	A194	Noordse stern	=	=	20
Oosterschelde	A195	Dwergstern	=	=	300'
Veerse Meer	A017	Aalscholver	=	=	300
Veerse Meer	A034	Lepelaar	=	=	10
Veerse Meer	A183	Kleine mantelmeeuw	=	=	700
Zoommeer	A132	Kluut	=	=	2000'
Zoommeer	A138	Strandplevier	=	=	220'
Zoommeer	A176	Zwartkopmeeuw	=	=	400'
Zoommeer	A193	Visdief	=	=	6500'
Westerschelde & Saefinghe	A081	Bruine kiekendief	=	=	20
Westerschelde & Saefinghe	A132	Kluut	=	=	2000'
Westerschelde & Saefinghe	A137	Bontbekplevier	=	=	100'
Westerschelde & Saefinghe	A138	Strandplevier	=	=	220'
Westerschelde & Saefinghe	A176	Zwartkopmeeuw	=	=	400'
Westerschelde & Saefinghe	A191	Grote stern	=	=	4000'
Westerschelde & Saefinghe	A193	Visdief	=	=	6500'
Westerschelde & Saefinghe	A195	Dwergstern	=	=	300'
Westerschelde & Saefinghe	A272	Blauwborst	=	=	450
Markiezaat	A004	Dodaars	=	=	20
Markiezaat	A034	Lepelaar	=	=	20
Markiezaat	A132	Kluut	=	=	2000'
Markiezaat	A137	Bontbekplevier	=	=	100'
Markiezaat	A138	Strandplevier	=	=	220'

- =: doelstelling is behoud
 = (<): doelstelling is behoud, maar achteruitgang ten gunste van een andere habitat of soort is toegestaan
 >: doelstelling is uitbreiding/verbetering

Niet-broedvogels

Natura 2000 gebied	Soort nr.	Soort	Gebiedsdoelstelling		Aantal vogels
			Omvang leefgebied	Kwaliteit leefgebied	
Waddenzee	A005	Fuut	=	=	310
Waddenzee	A017	Aalscholver	=	=	4200
Waddenzee	A034	Lepelaar	=	=	520
Waddenzee	A037	Kleine zwaan	=	=	1600
Waddenzee	A039	Toendrarietgans	=	=	geen
Waddenzee	A043	Grauwe gans	=	=	7000
Waddenzee	A045	Brandgans	=	=	36800
Waddenzee	A046	Rotgans	=	=	26400
Waddenzee	A048	Bergeend	=	=	38400
Waddenzee	A050	Smient	=	=	33100
Waddenzee	A051	Krakeend	=	=	320
Waddenzee	A052	Wintertaling	=	=	5000
Waddenzee	A053	Wilde eend	=	=	25400
Waddenzee	A054	Pijlstaart	=	=	5900
Waddenzee	A056	Slobeend	=	=	750
Waddenzee	A062	Toppereend	=	>	3100
Waddenzee	A063	Eidereend	=	>	90000-115000
Waddenzee	A067	Brilduiker	=	=	100
Waddenzee	A069	Middelste zaagbek	=	=	150
Waddenzee	A070	Grote zaagbek	=	=	70
Waddenzee	A103	Slechtvalk	=	=	40
Waddenzee	A130	Scholekster	=	>	140000-160000
Waddenzee	A132	Kluut	=	=	6700
Waddenzee	A137	Bontbekplevier	=	=	1800
Waddenzee	A140	Goudplevier	=	=	19200
Waddenzee	A141	Zilverplevier	=	=	22300
Waddenzee	A142	Kievit	=	=	10800
Waddenzee	A143	Kanoetstrandloper	=	>	44400
Waddenzee	A144	Drieteenstrandloper	=	=	3700
Waddenzee	A147	Krombekstrandloper	=	=	2000
Waddenzee	A149	Bonte strandloper	=	=	206000
Waddenzee	A156	Grutto	=	=	1100
Waddenzee	A157	Rosse grutto	=	=	54400
Waddenzee	A160	Wulp	=	=	96200
Waddenzee	A161	Zwarte ruiter	=	=	1200
Waddenzee	A162	Tureluur	=	=	16500
Waddenzee	A164	Groenpootruiter	=	=	1900
Waddenzee	A169	Steenloper	=	>	2300-3300
Waddenzee	A197	Zwarte stern	=	=	23000
Duinen Vlieland	A017	Aalscholver	=	=	610
Duinen Vlieland	A034	Lepelaar	=	=	90
Duinen Vlieland	A054	Pijlstaart	=	=	220
Duinen Vlieland	A056	Slobeend	=	=	260
Duinen Vlieland	A132	Kluut	=	=	220
Duinen Vlieland	A162	Tureluur	=	=	2100
Noordzeekustzone	A001	Roodkeelduiker	=	=	geen
Noordzeekustzone	A002	Parelduiker	=	=	geen
Noordzeekustzone	A017	Aalscholver	=	=	1900
Noordzeekustzone	A048	Bergeend	=	=	520
Noordzeekustzone	A062	Toppereend	=	=	geen
Noordzeekustzone	A063	Eidereend	=	=	26200
Noordzeekustzone	A065	Zwarte zee-eend	=	=	51900

Natura 2000 gebied	Soort nr.	Soort	Omvang leefgebied	Kwaliteit leefgebied	Aantal vogels
Noordzeekustzone	A130	Scholekster	=	=	3300
Noordzeekustzone	A132	Kluut	=	=	120
Noordzeekustzone	A137	Bontbekplevier	=	=	510
Noordzeekustzone	A141	Zilverplevier	=	=	3200
Noordzeekustzone	A143	Kanoetstrandloper	=	=	560
Noordzeekustzone	A144	Drieteenstrandloper	=	=	2000
Noordzeekustzone	A149	Bonte strandloper	=	=	7400
Noordzeekustzone	A157	Rosse grutto	=	=	1800
Noordzeekustzone	A160	Wulp	=	=	640
Noordzeekustzone	A169	Steenloper	=	=	160
Noordzeekustzone	A177	Dwergmeeuw	=	=	geen
Lauwersmeer	A005	Fuut	=	=	60
Lauwersmeer	A017	Aalscholver	=	=	70
Lauwersmeer	A034	Lepelaar	=	=	80
Lauwersmeer	A037	Kleine zwaan	=	=	140
Lauwersmeer	A038	Wilde zwaan	=	=	10
Lauwersmeer	A041	Kolgans	=	=	190
Lauwersmeer	A042	Dwerggans	=	=	40
Lauwersmeer	A043	Grauwe gans	=	=	1100
Lauwersmeer	A045	Brandgans	=	=	1700
Lauwersmeer	A048	Bergeend	=	=	480
Lauwersmeer	A050	Smient	=	=	1600
Lauwersmeer	A051	Krakeend	=	=	900
Lauwersmeer	A052	Wintertaling	=	=	1900
Lauwersmeer	A053	Wilde eend	=	=	1700
Lauwersmeer	A054	Pijlstaart	=	=	510
Lauwersmeer	A056	Slobeend	=	=	290
Lauwersmeer	A059	Tafeleend	=	=	130
Lauwersmeer	A061	Kuifeend	=	=	540
Lauwersmeer	A067	Brilduiker	=	=	40
Lauwersmeer	A068	Nonnetje	=	=	9
Lauwersmeer	A075	Zeearend	=	=	1
Lauwersmeer	A125	Meerkoet	=	=	970
Lauwersmeer	A132	Kluut	=	=	90
Lauwersmeer	A137	Bontbekplevier	=	=	60
Lauwersmeer	A140	Goudplevier	=	=	150
Lauwersmeer	A156	Grutto	=	=	260
Lauwersmeer	A160	Wulp	=	=	50
Lauwersmeer	A161	Zwarte ruiter	=	=	100
Lauwersmeer	A190	Reuzenstern	=	=	10
IJsselmeer	A005	Fuut	=	=	1300
IJsselmeer	A017	Aalscholver	=	=	8100
IJsselmeer	A034	Lepelaar	=	=	30
IJsselmeer	A037	Kleine zwaan	=	=	20 foer/1600
IJsselmeer	A039	Toendrarietgans	=	=	
IJsselmeer	A040	Kleine rietgans	=	=	30
IJsselmeer	A041	Kolgans	=	=	4400
IJsselmeer	A043	Grauwe gans	=	=	580
IJsselmeer	A045	Brandgans	=	=	1500
IJsselmeer	A048	Bergeend	=	=	210
IJsselmeer	A050	Smient	=	=	10300
IJsselmeer	A051	Krakeend	=	=	200
IJsselmeer	A052	Wintertaling	=	=	280

Natura 2000 gebied	Soort nr.	Soort	Omvang leefgebied	Kwaliteit leefgebied	Aantal vogels
IJsselmeer	A053	Wilde eend	=	=	3800
IJsselmeer	A054	Pijlstaart	=	=	60
IJsselmeer	A056	Slobeend	=	=	60
IJsselmeer	A059	Tafeleend	=	=	310
IJsselmeer	A061	Kuifeend	=	=	11300
IJsselmeer	A062	Toppereend	=	=	15800
IJsselmeer	A067	Brilduiker	=	=	310
IJsselmeer	A068	Nonnetje	=	=	180
IJsselmeer	A070	Grote zaagbek	=	=	1300
IJsselmeer	A125	Meerkoet	=	=	3600
IJsselmeer	A132	Kluut	=	=	20
IJsselmeer	A140	Goudplevier	=	=	9700
IJsselmeer	A151	Kemphaan	=	=	2100 foer/
IJsselmeer	A156	Grutto	=	=	290 foer/ 2200
IJsselmeer	A160	Wulp	=	=	310 foer/ 3500
IJsselmeer	A177	Dwergmeeuw	=	=	50
IJsselmeer	A190	Reuzenster	=	=	40
IJsselmeer	A197	Zwarte stern	=	=	110 foer/ 11800
Zwanenwater & Pettemerduinen	A042	Dwerggans	=	=	20
Zwanenwater & Pettemerduinen	A056	Slobeend	=	=	90
Duinen Goeree & Kwade Hoek	A005	Fuut	=	=	60
Duinen Goeree & Kwade Hoek	A017	Aalscholver	=	=	250
Duinen Goeree & Kwade Hoek	A034	Lepelaar	=	=	20
Duinen Goeree & Kwade Hoek	A043	Grauwe gans	=	=	240
Duinen Goeree & Kwade Hoek	A045	Brandgans	=	=	110
Duinen Goeree & Kwade Hoek	A048	Bergeend	=	=	280
Duinen Goeree & Kwade Hoek	A052	Wintertaling	=	=	530
Duinen Goeree & Kwade Hoek	A054	Pijlstaart	=	=	200
Duinen Goeree & Kwade Hoek	A056	Slobeend	=	=	20
Duinen Goeree & Kwade Hoek	A130	Scholekster	=	=	790
Duinen Goeree & Kwade Hoek	A132	Kluut	=	=	180
Duinen Goeree & Kwade Hoek	A137	Bontbekplevier	=	=	130
Duinen Goeree & Kwade Hoek	A141	Zilverplevier	=	=	130
Duinen Goeree & Kwade Hoek	A144	Drieteenstrandloper	=	=	80
Duinen Goeree & Kwade Hoek	A149	Bonte strandloper	=	=	800
Duinen Goeree & Kwade Hoek	A157	Rosse grutto	=	=	120
Duinen Goeree & Kwade Hoek	A160	Wulp	=	=	420
Duinen Goeree & Kwade Hoek	A162	Tureluur	=	=	390
Haringvliet	A005	Fuut	=	=	160
Haringvliet	A017	Aalscholver	=	=	240
Haringvliet	A034	Lepelaar	=	=	160
Haringvliet	A037	Kleine zwaan	=	=	
Haringvliet	A041	Kolgans	=	=	400
Haringvliet	A042	Dwerggans	=	=	20
Haringvliet	A043	Grauwe gans	=	=	6600
Haringvliet	A045	Brandgans	=	=	14800
Haringvliet	A048	Bergeend	=	=	820
Haringvliet	A050	Smient	=	=	8900
Haringvliet	A051	Krakeend	=	=	860
Haringvliet	A052	Wintertaling	=	=	770
Haringvliet	A053	Wilde eend	=	=	6100
Haringvliet	A054	Pijlstaart	=	=	30
Haringvliet	A056	Slobeend	=	=	90

Natura 2000 gebied	Soort nr.	Soort	Omvang leefgebied	Kwaliteit leefgebied	Aantal vogels
Haringvliet	A061	Kuifeend	=	=	3600
Haringvliet	A062	Toppereend	=	=	120
Haringvliet	A094	Visarend	=	=	3
Haringvliet	A103	Slechtvalk	=	=	8
Haringvliet	A125	Meerkoet	=	=	2300
Haringvliet	A132	Kluut	=	=	160
Haringvliet	A140	Goudplevier	=	=	1600
Haringvliet	A142	Kievit	=	=	3700
Haringvliet	A156	Grutto	=	=	290
Haringvliet	A160	Wulp	=	=	210
Hollands Diep	A034	Lepelaar	=	=	4
Hollands Diep	A041	Kolgans	=	=	660
Hollands Diep	A043	Grauwe gans	=	=	1200
Hollands Diep	A045	Brandgans	=	=	160
Hollands Diep	A050	Smient	=	=	540
Hollands Diep	A051	Krakeend	=	=	230
Hollands Diep	A053	Wilde eend	=	=	1900
Hollands Diep	A061	Kuifeend	=	=	1300
Voordelta	A001	Roodkeelduiker	=	=	
Voordelta	A005	Fuut	=	=	280
Voordelta	A007	Kuifduiker	=	=	6
Voordelta	A017	Aalscholver	=	=	480
Voordelta	A034	Lepelaar	=	=	10
Voordelta	A043	Grauwe gans	=	=	70
Voordelta	A048	Bergeend	=	=	360
Voordelta	A050	Smient	=	=	380
Voordelta	A051	Krakeend	=	=	90
Voordelta	A052	Wintertaling	=	=	210
Voordelta	A054	Pijlstaart	=	=	250
Voordelta	A056	Slobeend	=	=	90
Voordelta	A062	Toppereend	=	=	80
Voordelta	A063	Eidereend	=	=	2500
Voordelta	A065	Zwarte zee-eend	=	=	9700
Voordelta	A067	Brilduiker	=	=	330
Voordelta	A069	Middelste zaagbek	=	=	120
Voordelta	A130	Scholekster	=	=	2500
Voordelta	A132	Kluut	=	=	150
Voordelta	A137	Bontbekplevier	=	=	70
Voordelta	A141	Zilverplevier	=	=	210
Voordelta	A144	Drieteenstrandloper	=	=	350
Voordelta	A149	Bonte strandloper	=	=	620
Voordelta	A157	Rosse grutto	=	=	190
Voordelta	A160	Wulp	=	=	980
Voordelta	A162	Tureluur	=	=	460
Voordelta	A169	Steenloper	=	=	70
Voordelta	A177	Dwergmeeuw	=	=	
Krammer-Volkerak	A005	Fuut	=	=	1100
Krammer-Volkerak	A007	Kuifduiker	=	=	2
Krammer-Volkerak	A017	Aalscholver	= (<)	=	490
Krammer-Volkerak	A034	Lepelaar	=	=	40
Krammer-Volkerak	A037	Kleine zwaan	=	=	5
Krammer-Volkerak	A043	Grauwe gans	=	=	2100
Krammer-Volkerak	A045	Brandgans	=	=	1100

Natura 2000 gebied	Soort nr.	Soort	Omvang leefgebied	Kwaliteit leefgebied	Aantal vogels
Krammer-Volkerak	A046	Rotgans	=	=	160
Krammer-Volkerak	A048	Bergeend	=	=	1200
Krammer-Volkerak	A050	Smient	=	=	2500
Krammer-Volkerak	A051	Krakeend	=	=	480
Krammer-Volkerak	A052	Wintertaling	=	=	670
Krammer-Volkerak	A053	Wilde eend	=	=	5300
Krammer-Volkerak	A054	Pijlstaart	=	=	180
Krammer-Volkerak	A056	Slobeend	=	=	310
Krammer-Volkerak	A059	Tafeleend	=	=	130
Krammer-Volkerak	A061	Kuifeend	=	=	4000
Krammer-Volkerak	A067	Brilduiker	=	=	640
Krammer-Volkerak	A069	Middelste zaagbek	=	=	20
Krammer-Volkerak	A094	Visarend	=	=	2
Krammer-Volkerak	A103	Slechtvalk	=	=	5
Krammer-Volkerak	A125	Meerkoet	=	=	1300
Krammer-Volkerak	A132	Kluut	=	=	430
Krammer-Volkerak	A137	Bontbekplevier	=	=	40
Krammer-Volkerak	A156	Grutto	=	=	140
Krammer-Volkerak	A162	Tureluur	=	=	60
Grevelingen	A004	Dodaars	=	=	70
Grevelingen	A005	Fuut	=	=	1600
Grevelingen	A007	Kuifduiker	=	=	20
Grevelingen	A008	Geoorde fuut	=	=	1500
Grevelingen	A017	Aalscholver	=	=	310
Grevelingen	A026	Kleine zilverreiger	=	=	50
Grevelingen	A034	Lepelaar	=	=	70
Grevelingen	A037	Kleine zwaan	=	=	4
Grevelingen	A041	Kolgans	=	=	140
Grevelingen	A043	Grauwe gans	=	=	630
Grevelingen	A045	Brandgans	=	=	1900
Grevelingen	A046	Rotgans	=	=	1700
Grevelingen	A048	Bergeend	=	=	700
Grevelingen	A050	Smient	=	=	4500
Grevelingen	A051	Krakeend	=	=	320
Grevelingen	A052	Wintertaling	=	=	510
Grevelingen	A053	Wilde eend	=	=	2900
Grevelingen	A054	Pijlstaart	=	=	60
Grevelingen	A056	Slobeend	=	=	50
Grevelingen	A067	Brilduiker	=	=	620
Grevelingen	A069	Middelste zaagbek	=	=	1900
Grevelingen	A103	Slechtvalk	=	=	10
Grevelingen	A125	Meerkoet	=	=	2000
Grevelingen	A130	Scholekster	=	=	560
Grevelingen	A132	Kluut	=	=	80
Grevelingen	A137	Bontbekplevier	=	=	50
Grevelingen	A138	Strandplevier	=	=	20
Grevelingen	A140	Goudplevier	=	=	2600
Grevelingen	A141	Zilverplevier	=	=	130
Grevelingen	A149	Bonte strandloper	=	=	650
Grevelingen	A157	Rosse grutto	=	=	30
Grevelingen	A160	Wulp	=	=	440
Grevelingen	A162	Tureluur	=	=	170
Grevelingen	A169	Steenloper	=	=	30

Natura 2000 gebied	Soort nr.	Soort	Omvang leefgebied	Kwaliteit leefgebied	Aantal vogels
Oosterschelde	A004	Dodaars	=	=	80
Oosterschelde	A005	Fuut	=	=	370
Oosterschelde	A007	Kuifduiker	=	=	8
Oosterschelde	A017	Aalscholver	=	=	360
Oosterschelde	A026	Kleine zilverreiger	=	=	20
Oosterschelde	A034	Lepelaar	=	=	30
Oosterschelde	A037	Kleine zwaan	=	=	
Oosterschelde	A043	Grauwe gans	=	=	2300
Oosterschelde	A045	Brandgans	=	=	3100
Oosterschelde	A046	Rotgans	=	=	6300
Oosterschelde	A048	Bergeend	=	=	2900
Oosterschelde	A050	Smient	=	=	12000
Oosterschelde	A051	Krakeend	=	=	130
Oosterschelde	A052	Wintertaling	=	=	1000
Oosterschelde	A053	Wilde eend	=	=	5500
Oosterschelde	A054	Pijlstaart	=	=	730
Oosterschelde	A056	Slobeend	=	=	940
Oosterschelde	A067	Brilduiker	=	=	680
Oosterschelde	A069	Middelste zaagbek	=	=	350
Oosterschelde	A103	Slechtvalk	=	=	10
Oosterschelde	A125	Meerkoet	=	=	1100
Oosterschelde	A130	Scholekster	=	=	24000
Oosterschelde	A132	Kluut	=	=	510
Oosterschelde	A137	Bontbekplevier	=	=	280
Oosterschelde	A138	Strandplevier	=	=	50
Oosterschelde	A140	Goudplevier	=	=	2000
Oosterschelde	A141	Zilverplevier	=	=	4400
Oosterschelde	A142	kievit	=	=	4500
Oosterschelde	A143	Kanoetstrandloper	=	=	7700
Oosterschelde	A144	Drieteenstrandloper	=	=	260
Oosterschelde	A149	Bonte strandloper	=	=	14100
Oosterschelde	A157	Rosse grutto	=	=	4200
Oosterschelde	A160	Wulp	=	=	6400
Oosterschelde	A161	Zwarte ruiter	=	=	310
Oosterschelde	A162	Tureluur	=	=	1600
Oosterschelde	A164	Groenpootruiter	=	=	150
Oosterschelde	A169	Steenloper	=	=	580
Veerse Meer	A004	Dodaars	=	=	160
Veerse Meer	A005	Fuut	=	=	290
Veerse Meer	A017	Aalscholver	=	=	170
Veerse Meer	A026	Kleine zilverreiger	=	=	7
Veerse Meer	A034	Lepelaar	=	=	4
Veerse Meer	A037	Kleine zwaan	=	=	
Veerse Meer	A041	Kolgans	=	=	
Veerse Meer	A045	Brandgans	=	=	600
Veerse Meer	A046	Rotgans	=	=	210
Veerse Meer	A050	Smient	=	=	4000
Veerse Meer	A051	Krakeend	=	=	60
Veerse Meer	A053	Wilde eend	=	=	3200
Veerse Meer	A054	Pijlstaart	=	=	50
Veerse Meer	A056	Slobeend	=	=	40
Veerse Meer	A061	Kuifeend	=	=	760
Veerse Meer	A067	Brilduiker	=	=	420

Natura 2000 gebied	Soort nr.	Soort	Omvang leefgebied	Kwaliteit leefgebied	Aantal vogels
Veerse Meer	A069	Middelste zaagbek	=	=	320
Veerse Meer	A125	Meerkoet	=	=	4200
Veerse Meer	A132	Kluut	=	=	90
Veerse Meer	A140	Goudplevier	=	=	820
Zoommeer	A005	Fuut	=	=	170
Zoommeer	A043	Grauwe gans	=	=	470
Zoommeer	A046	Rotgans	=	=	220
Zoommeer	A048	Bergeend	=	=	200
Zoommeer	A050	Smient	=	=	800
Zoommeer	A051	Krakeend	=	=	180
Zoommeer	A052	Wintertaling	=	=	370
Zoommeer	A054	Pijlstaart	=	=	90
Zoommeer	A056	Slobeend	=	=	90
Zoommeer	A061	Kuifeend	=	=	850
Zoommeer	A125	Meerkoet	=	=	710
Zoommeer	A132	Kluut	=	=	geen
Yerseke en Kapelse Moer	A041	Koigans	=	=	1700
Westerschelde & Saefinghe	A005	Fuut	=	=	100
Westerschelde & Saefinghe	A026	Kleine zilverreiger	=	=	40
Westerschelde & Saefinghe	A034	Lepelaar	=	=	30
Westerschelde & Saefinghe	A041	Koigans	=	=	380
Westerschelde & Saefinghe	A043	Grauwe gans	=	=	16600
Westerschelde & Saefinghe	A048	Bergeend	=	=	4500
Westerschelde & Saefinghe	A050	Smient	=	=	16600
Westerschelde & Saefinghe	A051	Krakeend	=	=	40
Westerschelde & Saefinghe	A052	Wintertaling	=	=	1100
Westerschelde & Saefinghe	A053	Wilde eend	=	=	11700
Westerschelde & Saefinghe	A054	Pijlstaart	=	=	1400
Westerschelde & Saefinghe	A056	Slobeend	=	=	70
Westerschelde & Saefinghe	A069	Middelste zaagbek	=	=	30
Westerschelde & Saefinghe	A075	Zeearend	=	=	2
Westerschelde & Saefinghe	A103	Slechtvalk	=	=	8
Westerschelde & Saefinghe	A130	Scholekster	=	=	7500
Westerschelde & Saefinghe	A132	Kluut	=	=	540
Westerschelde & Saefinghe	A137	Bontbekplevier	=	=	430
Westerschelde & Saefinghe	A138	Strandplevier	=	=	80
Westerschelde & Saefinghe	A140	Goudplevier	=	=	1600
Westerschelde & Saefinghe	A141	Zilverplevier	=	=	1500
Westerschelde & Saefinghe	A142	Kievit	=	=	4100
Westerschelde & Saefinghe	A143	Kanoetstrandloper	=	=	600
Westerschelde & Saefinghe	A144	Drieteenstrandloper	=	=	1000
Westerschelde & Saefinghe	A149	Bonte strandloper	=	=	15100
Westerschelde & Saefinghe	A157	Rosse grutto	=	=	1200
Westerschelde & Saefinghe	A160	Wulp	=	=	2500
Westerschelde & Saefinghe	A161	Zwarte ruitier	=	=	270
Westerschelde & Saefinghe	A162	Tureluur	=	=	1100
Westerschelde & Saefinghe	A164	Groenpootruiter	=	=	90
Westerschelde & Saefinghe	A169	Steenloper	=	=	230
Zwin & Kievitpolder	A026	Kleine zilverreiger	=	=	9
Markiezaat	A005	Fuut	=	=	200
Markiezaat	A008	Geoorde fuut	=	=	50
Markiezaat	A017	Aalscholver	=	=	680
Markiezaat	A034	Lepelaar	=	=	50

Natura 2000 gebied	Soort nr.	Soort	Omvang leefgebied	Kwaliteit leefgebied	Aantal vogels
Markiezaat	A037	Kleine zwaan	=	=	30
Markiezaat	A043	Grauwe gans	=	=	510
Markiezaat	A045	Brandgans	=	=	130
Markiezaat	A048	Bergeend	=	=	250
Markiezaat	A050	Smient	=	=	1600
Markiezaat	A051	Krakeend	=	=	280
Markiezaat	A052	Wintertaling	=	=	700
Markiezaat	A054	Pijlstaart	=	=	480
Markiezaat	A056	Slobeend	=	=	150
Markiezaat	A125	Meerkoet	=	=	920
Markiezaat	A132	Kluut	=	=	140
Markiezaat	A137	Bontbekplevier	=	=	360
Markiezaat	A141	Zilverplevier	=	=	1300
Markiezaat	A143	Kanoetstrandloper	=	=	1600
Markiezaat	A149	Bonte strandloper	=	=	6400
Markiezaat	A161	Zwarte ruiter	=	=	210

=: doelstelling is behoud

= (<): achteruitgang ten gunste van een andere habitat of soort is toegestaan

>: doelstelling is uitbreiding/verbetering

BIJLAGE V. TOELICHTING MODELBEREKENINGEN AANVARINGSSLACHTOFFERS VOGELS

Modellen

Voor de berekening van het aantal aanvaringslachtoffers worden twee modellen gebruikt, een empirisch ('Route 2') en een theoretisch model ('Route 3'). Beide modellen verdisconteren eigenschappen van de vogelsoort en van het windpark. Route 2 maakt gebruik van aanvaringskansen geobserveerd in een referentiepark en corrigeert deze kansen voor het verschil in eigenschappen van het windpark ten opzichte van het referentiepark (Oosterbierum, Winkelman 1992). De eigenschappen (parameters) van vogels en parken worden hieronder opgesomd met nadruk op verschillend gebruik in de twee modellen. De parameters van het park en de turbines zijn die van de voorkeursvariant (zie Hoofdstuk 3). De parameters van de vogels zijn specifiek voor de soort of de soortengroep en zijn geschat op basis van literatuurwaarden en/of 'expert judgement'. De toelichting op de schattingen staat in de paragraaf Parameters

Parken

- *aantal turbines dat een vogel tegenkomt bij passage door een wind park*
Het aantal turbines dat een vogel tegenkomt is afhankelijk van de vliegrichting van de vogel ten opzichte van het windpark en is in deze Passende Beoordeling benaderd door de wortel van het totaal aantal turbines te nemen.
- *ratio tussen het rotoroppervlak en de 'passage area'*
De 'passage area' van één turbine wordt berekend als het product van de hoogte van de van de turbine (ashoogte en de helft van de rotordiameter) en de afstand tussen twee turbines.
- *correctie voor de grootte van de rotor (alleen Route 2): berekend*
Omdat de aanvaringskans bij het middelpunt van de rotor groter is dan aan de buitenrand, neemt de aanvaringskans af met een toenemend rotoroppervlak. De aanvaringskans geobserveerd in het referentiepark zoals gebruikt in Route 2 wordt daarom gecorrigeerd voor de grootte van de rotor, volgens de formule gebruikt door Bureau Waardenburg (aanzet in Van der Winden *et al*, 1999, later geformaliseerd uitgewerkt in berekeningswijze die is opgenomen in vele rapporten, als voorbeelden Lensink 2004, Poot *et al*, 2004, Prinsen *et al*, 2006, Van der Winden *et al*, 2005 en ook is gebruikt voor meerdere MERs voor offshore windparken) en Troost (2008):

$$O_{rc} = (0,0001 O_r + 0,9026) * 706,9$$

waarin:

O_{rc} 'gecorrigeerd' (effectief) rotoroppervlak

O_r het rotoroppervlak van de te gebruiken turbine (volgens πr^2)

706,9 het rotoroppervlak van de turbines in Oosterbierum tijdens het onderzoek van Winkelman (1992a)

Voor de berekeningen wordt het windpark Oosterbierum gebruikt als referentiepark Winkelman 1992). Vergelijking van specificaties van Oosterbierum en Rijnveld Oost zijn opgenomen in Tabel 40.

Tabel 40: Wind park en turbinegegevens van Rijnveld Oost en Oosterbierum

Park	# turbines in park	Grootste breedte blad (m)	# bladen	Rotor diameter (m)	Rotatie periode (s)	Spoed (graden)	Ashoogte (m)
Rijnveld Oost	27	3,6*	3	90	3,7	30*	65
Oosterbierum	18	1,5*	3	30	≥ 1,25	30*	35

* aangenomen; bladbreedte is van relatief beperkte invloed; rotatieperiode en opbrengst wordt bij Rijnveld Oost geoptimaliseerd door pitch (draaihoek) te veranderen

Vogels

- *flux (het aantal vogels dat per jaar door het gebied van het park vliegt: gelijk voor beide modellen)*
Het aantal vogels dat – zonder uitwijking – door gebied van het park zou vliegen (flux) is soortspecifiek en het product van het aantal vogels in Natura 2000-gebieden in Nederland en Groot-Brittannië, de fractie daarvan die oost-west en vice versa over de zuidelijke Noordzee vliegt, en gecorrigeerd voor de ligging van het wind park (zie Bijlage II).
- *fractie van de vogels die op turbinehoogte vliegt: gelijk voor beide modellen*
De fractie vogels die op turbinehoogte vliegt is van belang, omdat alleen die vogels door een rotor geraakt kunnen worden, die door het verticale vlak vliegen dat wordt bestreken door de rotors van de in het windpark gebruikte turbine(s).
- *uitwijking van het gehele park ('macro avoidance', Winkelman 1992, Troost 2008): gelijk voor beide modellen*
De 'macro avoidance' van een geheel park is van belang, omdat alleen vogels door een rotor geraakt kunnen worden, die werkelijk door het windpark vliegen.
- *uitwijking van individuele turbines ('micro avoidance'): is in Route 2 impliciet verdisconteerd in de aanvaringskans, en wordt expliciet meegenomen in Route 3*
De 'micro avoidance' is de uitwijking voor een individuele turbine als een vogel al door het wind park vliegt.
- *aanvaringskans: empirisch (bepaald in referentiepark) in Route 2 en theoretisch (geschat met zgn. Band model) in Route 3.*
De aanvaringskans zoals gebruikt in Route 2 is de empirische kans van een vogelsoort die geobserveerd is in het gebied van een referentiepark.
De aanvaringskans zoals gebruikt in Route 3 is de theoretische kans van een vogelsoort die door het rotoroppervlak van één turbine vliegt.

Parameters

Vlieghoogte: fractie op turbinehoogte

Hoewel vogels doorgaans binnen een specifieke range van vlieghoogtes vliegen, zijn deze in veel gevallen niet bekend (Krijgsveld *et al*, 2005). Gedurende de nacht wordt aangenomen dat het aanvaringsrisico voor vogels hoger is dan overdag (Fox *et al*, 2006). Uit radarstudies blijkt dat de vlieghoogte en vliegintensiteit (flux) over het algemeen hoger zijn gedurende de nacht, in het

bijzonder tijdens de trektijd (Eastwood 1967, Winkelman 1992, Krijgsveld *et al*, 2005, Dirksen *et al*, 2007) (75% van de trekvogels > 200 m; Eastwood 1967). Bovendien blijkt de afstand tot windturbines groter te zijn (Desholm en Kahlert 2005).

Aangezien de boven- en ondergrens van het rotoroppervlak verschilt tussen de windparken is de absolute boven- en ondergrens van alle desbetreffende windparken aangehouden. De minimumhoogte bedraagt 25 meter en de maximumhoogte 153 meter. Dit resulteert in een theoretische rotordiameter van 128 meter, wat twee meter groter is dan de werkelijke diameter van de grootste turbine.

Het aandeel vogels dat tussen de 25 en 153 meter vliegt is per soortgroep, en zo mogelijk per soort, afgeleid van visuele observaties tijdens panoramascans (overdag) (Krijgsveld *et al*, 2005). Tijdens deze panoramascans is de vlieghoogte vastgelegd in vijf verschillende klassen: 0-30m, 30-75m, 75-120m, 120-165m en 165-310m boven zeeniveau. 's Nachts vliegen vogels veelal hoger (Krijgsveld *et al*, 2005); gebruik van deze waarden die overdag bepaald zijn past in de 'worst-case/voorzorg'-benadering die gevraagd is.

Aangezien de hoogte van de rotoroppervlakte verschilt van de hoogte waarop de vlieghoogte door Krijgsveld *et al*, (2005) bepaald zijn, is het aandeel vogels op rotorhoogte als volgt bepaald: van de vogels tussen 0 en 310 m zijn dat de vogels waargenomen in de middelste klassen (30-165 m), plus een deel (16.7%) van de fractie in de onderste klasse (0-30m). Vogels die boven de hoogste zone vlogen (>310m) zijn buiten beschouwing gelaten. Het berekende aandeel vogels op rotorhoogte is daardoor hoger dan werkelijk het geval is.

De aanname dat vogels gelijkmatig verdeeld zijn over de onderste klasse resulteert voor sommige soorten in een overschatting van het aantal vogels dat op rotorhoogte vliegt (voorbeeld: zee-eenden, alkachtigen en jagers). Veel van deze soorten vliegen doorgaans lager dan 19 meter boven zeeniveau (Krijgsveld *et al*, 2005). Bovendien hebben Larsen & Guillemette bij een offshore windpark in Denemarken vastgesteld, dat 91% van de groepen eidereenden lager vliegt dan 10meter en 98% lager dan 20 meter. Dit betekent dat slechts 2% van de eidereenden een kans op aanvaringen heeft. In Tabel 41 is de fractie op rotorhoogte bepaald, per soort(engroep).

Tabel 41: Aandeel vogels per soort(groep) dat tussen 30m en 165m vliegt (binnen 16,7% van de onderste zone)

Soort(groep)	Fractie tussen 30-165m	16,7% van de onderste hoogteklaas	Fractie op rotorhoogte	Gebaseerd op vlieghoogte van:
Stormvogels	0,2	0,13	0,33	Noordse Stormvogel
Jan van gent	0,5	0,08	0,58	Jan van gent
Aalscholver	0,7	0,05	0,75	Aalscholver
Ganzen en zwanen	0,65	0,06	0,71	Kleine zwaan, Taigarietgans, Kolgans, Rotgans, Bergeend
Eenden	0,5	0,08	0,58	Smient, Krakeend, Wintertaling, Wilde eend, Pijlstaart, Zomertaling, Slobeend, Tafeleend, Kuifeend
Zee-eenden	0,2	0,13	0,33	Zwarte zee-eend, Brilduiker, Nonnetje, Middelste zaagbek, Grote zaagbek
Steltlopers	0,25	0,13	0,38	Scholekster, Bontbekplevier, Goudplevier, Zilverplevier, Kievit, Kanoet,

Soort(groep)	Fractie tussen 30-165m	16,7% van de onderste hoogteklaas	Fractie op rotorhoogte	Gebaseerd op vlieghoogte van:
				Groenlandse Kanoet, Drieteenstrandloper, Krombekstrandloper, Bonte strandloper, Kempphaan, Watersnip, IJslandse grutto, Rosse grutto, Regenwulp, Wulp, Tureluur, IJslandse Tureluur, Groenpootruiter, Steenloper
Jagers	0,2	0,13	0,33	Kleine Jager, Grote Jager
Dwergmeeuw	0,1	0,15	0,25	Dwergmeeuw
Kokmeeuw	0,3	0,12	0,42	Kokmeeuw
Stormmeeuw	0,5	0,08	0,58	Stormmeeuw
Kleine mantelmeeuw	0,6	0,07	0,67	Kleine mantelmeeuw
Zilvermeeuw	0,6	0,07	0,67	Zilvermeeuw
Grote mantelmeeuw	0,55	0,08	0,63	Grote mantelmeeuw
Drieteenmeeuw	0,4	0,10	0,50	Drieteenmeeuw
Sterns	0,6	0,07	0,67	Grote stern, Visdief, Noordse stern, Dwergstern
Alkachtigen	0,05	0,16	0,21	Zeekoet, Alk
Zangvogels	0,5	0,08	0,58	Frater

Uitwijking voor een windpark: 'macro avoidance'

Vogels ontwijken windparken en windturbines door hun vlieggedrag aan te passen. Vogels reageren op verschillende manieren. Ze kunnen een windpark als geheel mijden door horizontaal of verticaal uit te wijken, of ze kunnen binnen een windpark de individuele turbines mijden door tussen de turbines door te vliegen. Hierbij vertonen de verschillende vogelsoorten verschillend gedrag. Er zijn goede onderzoeksresultaten beschikbaar waaruit dit naar voren komt. Er zijn duidelijke algemene conclusies te trekken uit deze studies, maar het is niet zo dat uit het totaal van de beschikbare literatuur eenvoudig per soort een correctiefactor voor uitwijking kan worden afgeleid.

Voor sommige soorten zijn er kwantitatieve gegevens. Het onderzoek in de Deense windparken Nysted en Horns Rev (Petersen *et al*, 2006) heeft voor een aantal soorten goede gegevens opgeleverd. Uit de vergelijking tussen de windparken is ook duidelijk dat sommige resultaten locatiespecifiek zijn, doordat ze samenhangen met de ligging ten opzichte van land.

In zijn algemeenheid is uit onderzoek komen vast te staan dat vliegende vogels windparken en windturbines, net als andere obstakels, in veel gevallen en onder veel omstandigheden in aanzienlijke mate weten te vermijden. De resultaten van onderzoek bij windturbines in het water (nearshore en offshore: NL: IJsselmeer, DK: Tunø Knob, Nysted en Horns Rev, S: Utgrunden) passen geheel in dit beeld. Er zijn wel verschillen tussen trekkende en lokaal verblijvende vogels: sommige lokaal verblijvende soorten leken de Deense offshore windparken niet of nauwelijks te mijden.

Uit deze onderzoeken is duidelijk dat (macro-)vermijdingspercentages altijd (ruim) boven 70% liggen, tot wel 95% kunnen oplopen, maar ook tussen soorten en locaties kunnen verschillen. Er is daarom voor deze Passende Beoordeling uiteindelijk gekozen voor de volgende benadering. Met in het achterhoofd de worst-case / voorzorgsbenadering die in deze PB gekozen is, is per soort/soortgroep een waarde gekozen. Voor alle soorten geldt dat 70% macro-uitwijking een 'veilige' waarde is; voor sommige soorten/soortgroepen is uit onderzoek duidelijk dat ze een sterkere vermijding vertonen en daarvoor is dan ook een hogere waarde gekozen. In Tabel 42 is per soort/soortgroep de gekozen waarde weergegeven.

Tabel 42: geschatte vermijding ('macro avoidance') per soortengroep

Soort(engroep)	Toelichting	Vermijding
Noordse stormvogel	net als meeuwen	0,9
Jan van gent	zeer sterke vermijding van windparken	0,95
Aalscholver		0,7
zwanen, eenden en ganzen	vermijden windparken meer dan andere soortgroepen	0,9
roofvogels	weinig bekend	0,7
Kraanvogel	vermijden windparken sterk (studie op land)	0,9
steltlopers	vermijden windparken, maar mate waarin minder duidelijk	0,7
trekkende meeuwen en jagers	vermijden windparken waarschijnlijk meer dan lokaal verblijvende vogels, bovendien zijn het soorten die ook tussen windturbines heel goed de open ruimtes op zoeken	0,9
sterns	sterke vermijding van windparken	0,9
alkachtigen	zeer sterke vermijding van windparken	0,95
uilen	niets bekend	0,7
zangvogels	niets bekend	0,7

Het aanvaringsrisico wordt ook berekend voor kolonievogels, die in en achter het park foerageren. Dit zijn deels lokaal foeragerende vogels, deels langs vliegende vogels op weg naar verder weg gelegen locaties. Hoewel in de Deense offshore windparken werd vastgesteld dat lokaal foeragerende meeuwen windparken niet of nauwelijks mijden, is duidelijk dat deze foeragerende individuen heel goed in staat zijn bij de turbines weg te blijven (macro-vermijding binnen het park dus). Vermijding op een lage waarde zetten geeft daarmee een zeer vertekend beeld (zie ook de noodgedwongen zeer hoge schattingen van aantallen aanvaringssslachtoffers onder meeuwen in enkele (addenda op) MERs. Het is verdedigbaar ook voor deze, merendeels naar achter het park gelede locaties vliegende meeuwen, de hierboven aangehouden waarde van 0,9 te gebruiken.

Uitwijking voor een turbine: 'Micro-avoidance'

In de berekening van het aantal aanvaringssslachtoffers volgens route 3 wordt onderscheid gemaakt tussen twee typen uitwijking: macro-uitwijking (uitwijking van het gehele windpark) en micro-uitwijking (uitwijking van de rotoroppervlakte van individuele turbines).

Schattingen van de micro-uitwijking variëren sterk tussen verschillende studies (Winkelman 1992, Desholm & Kahlert 2005). Bovendien blijkt het uitwijkgedrag sterk afhankelijk van de desbetreffende soort, locatie en factoren als weer en configuratie van het desbetreffende windpark (Chamberlain *et al*, 2005).

Gepubliceerde schattingen van uitwijkpercentages zijn doorgaans hoger dan 95% (Chamberlain *et al*, 2006). Het type uitwijkgedrag (micro/macro) verschilt echter sterk tussen de gepubliceerde studies of is niet bekend. Desholm & Kahlert (2006) schatten de totale uitwijking voor eidereend op 94,6%. Percival (2002) hanteren een uitwijking van 99,62% voor kleine zwanen die door een windpark vliegen. Radarstudei laten zien dat minder dan 1% van de ganzen en eenden die door een windpark vliegen voldoende dicht langs een windturbine vliegen mogelijk aanvaringslachtoffer te worden (Desholm & Kahlert 2005). Deze studies maken echter ook geen onderscheid tussen de verschillende typen uitwijking. Volgens de SNC (Scottish Natural Heritage) kan een uitwijking van 95% voor alle soorten toegepast worden.

Het is duidelijk dat het uitwijkgedrag van afzonderlijke soorten op microschaal moeilijk te bepalen is (Desholm *et al*, 2006). Kleine variaties in de gehanteerde uitwijkpercentages resulteren in aanzienlijke verschillen ten aanzien van de totale mortaliteit. Betrouwbare schattingen van uitwijkgedrag zijn cruciaal om betrouwbare uitspreken ten aanzien mortaliteit te kunnen doen. Chamberlain *et al*. (2005; 2006) raden daarom het gebruik van het SNIH-model af zolang gegevens over uitwijkgedrag ontbreken.

Aangezien het uitwijkgedrag op microniveau moeilijk te schatten is, zijn de berekeningen van het aantal aanvaringslachtoffers volgens route 3 met verschillende waarden voor de micro-uitwijking uitgevoerd (Bijlage II).

Aanvaringskans: empirisch in een referentiepark

Winkelman (1992, tabel 12a) geeft voor enkele soortgroepen het aanvaringspercentage voor de vogels die in het donker door het windpark vlogen. Hierbij zijn de in haar onderzoek gevonden 'mogelijke' aanvaringslachtoffers in de berekeningen meegenomen. De waarden worden als gemiddelde en als maximum van een 95%-betrouwbaarheidsinterval gegeven. De waarden zijn als volgt:

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

¹dit is gewogen gemiddelde over de soortgroepen

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

Aanvaringskans Route 2

Voor alle soorten waarvoor bij berekening volgens route 2 is gebleken dat het aantal slachtoffers groter is dan 1% van de natuurlijke jaarlijkse sterfte is het aantal aanvaringslachtoffers tevens volgens route 2 berekend. De formule die hiervoor gebruikt is is als volgt (Troost 2008):

$$\text{Aantal slachtoffers per jaar} = b * h * a_macro * r/r_ref * e/e_ref * p_cor * p2$$

b = aantal vogel passages per jaar

h = fractie van het aantal vogels op turbinehoogte

a_macro = fractie van alle vogels dat het windpark vermijdt

r = ratio van rotor oppervlakte en 'passage area' per turbine

r_ref = ratio van rotor oppervlakte en 'passage area' per turbine in referentie windpark

e = gemiddeld aantal turbines dat gepasseerd wordt per passage van het windpark

e_ref = gemiddeld aantal turbines dat gepasseerd wordt per passage van het windpark in referentie windpark

p_cor = correctie van p2 voor verschillen in rotor diameter met referentie windpark

p2 = gemiddeld aantal aanvaringen per passage van het referentie windpark op turbine hoogte.

Aanvaringskans Route 3: theoretisch (Band model, Band 2000)

Voor alle soorten waarvoor bij berekening volgens route 2 is gebleken dat het aantal slachtoffers groter is dan 1% van de natuurlijke jaarlijkse sterfte is het aantal aanvaringslachtoffers tevens volgens route 3 berekend. De formule die hiervoor gebruikt is is als volgt (Troost 2008):

$$\text{Aantal slachtoffers per jaar} = b * h * a_macro * r * e * a_micro * p3$$

b = aantal vogel passages per jaar

h = fractie van het aantal vogels op turbinehoogte

a_macro = fractie van alle vogels dat het windpark vermijdt

r = ratio van rotor oppervlakte en 'passage area' per turbine

e = gemiddeld aantal turbines dat gepasseerd wordt per passage van het windpark

a_micro = fractie van alle vogels dat de rotor bladen weet te ontwijken

p3 = geschat aantal aanvaringen bij passage van het rotoroppervlakte van één turbine.

Aanvaringsrisico per windturbine (p3)

SNH-model

Om het aantal aanvaringen voor één turbine te berekenen is het SNH-model gebruikt (Scottish natural Heritage). Dit model voorspelt op basis van de biometrische kenmerken van de desbetreffende vogelsoort enerzijds en het ontwerp van de windturbine anderzijds de kans dat een vogel tegen de rotors aanvliegt. Hierbij wordt geen rekening gehouden met het uitwijkgedrag van de desbetreffende vogel. De kenmerken van de vogelsoorten die van belang zijn zijn de 'aspect ratio' (lengte van de vogel/vleugellengte) en de vliedsnelheid. Voor de desbetreffende windturbine zijn de volgende eigenschappen van belang: maximale 'chord' van de rotor, rotor diameter, aantal wieken, 'pitch' van de wieken en het aantal omwentelingen per minuut (rotatie

periode). De kans op een aanvaring is vervolgens gebruikt om het aantal slachtoffers per jaar te berekenen volgens het Route 3 model (Troost 2008). Deze berekening is per soort en per windpark afzonderlijk uitgevoerd.

Biometrische parameters vogels

De lengte en vleugellengte van ieder soort is afgeleid van beschikbare literatuur (Svensson *et al*, 1999, Snow and Perrins 1998). Indien de desbetreffende waarde alleen als een range bekend was is de hoogste waarde gekozen. Hiermee is gekozen voor een maximaal aanvaringsrisico, aangezien de kans op aanvaringen toeneemt bij grotere lengte en vleuellengte (Chamberlain *et al*, 2005, Chamberlain *et al*, 2006). Dit is met name het geval bij vogelsoorten waarbij het verschillen tussen beide sexen aanzienlijk is. Hierbij is tevens de grootste maat gehanteerd (bijvoorbeeld in geval van slechtvalk het vrouwtje en in geval van kemphaan het mannetje).

Indien beschikbaar zijn vliegsnelheden gebaseerd op Alerstam *et al*. (2007). Daarnaast zijn vliegsnelheden van kleine mantelmeeuw, grauwe kiekendief en groenling gebaseerd op Bruderer and Boldt (2001; in Alerstam *et al*, 2007), vliegsnelheden van noordse stormvogel op Mailory (2008) en de vliegsnelheid van jan van gent, grote jager, zeeoet en alk op Pennycuik (1987). Voor vogels, waarvan in de literatuur geen vliegsnelheden konden worden gevonden is de laagste vliegsnelheid gekozen van de sterk gerelateerde vogelsoorten. Hiermee is gekozen voor een maximaal aanvaringsrisico, aangezien de kans op aanvaringen toeneemt met afnemende vliegsnelheid (Chamberlain *et al*, 2005, Chamberlain *et al*, 2006).

Tabel 43: biometrische vogel parameters met bijbehorende bronnen

EU-code	Species	Lengte (m)	Spanwijdte vleugels (m)	Aspect Ratio (Lengte / Spanwijdte)	Vliegsnelheid (m/sec)	Opmerkingen
A009	Noordse stormvogel	0,52 ⁶	1,17 ⁶	0,44	9,72 ³	
A016	Jan van gent	0,97 ⁶	1,92 ⁶	0,51	14,2 ⁴	
A017	Aalscholver	0,94 ⁶	1,49 ⁶	0,63	15,2 ¹	
A037	Kleine zwaan	1,27 ⁶	1,95 ⁶	0,65	18,5 ¹	
A046a	Rotgans	0,62 ⁶	1,17 ⁶	0,53	17,7 ¹	
A054	Pijlstaart	0,62 ⁶	0,87 ⁶	0,71	20,6 ¹	
A065	Zwarte zee-eend	0,54 ⁶	0,84 ⁶	0,64	22,1 ¹	
A067	Brilduiker	0,48 ⁶	0,77 ⁶	0,62	20,3 ¹	
A068	Nonnetje	0,44 ⁶	0,69 ⁶	0,64	18,5 ¹	Gebaseerd op Wilde eend
A069	Middelste zaagbek	0,58 ⁶	0,82 ⁶	0,71	20,0 ¹	
A070	Grote zaagbek	0,68 ⁶	0,94 ⁶	0,72	19,7 ¹	
A082	Blauwe kiekendief	0,55 ⁶	1,18 ⁶	0,47	9,1 ¹	
A103	Slechtvalk	0,51 ⁶	1,13 ⁶	0,45	12,1 ¹	
A127	Kraanvogel	1,99 ⁶	2,22 ⁶	0,90	15,0 ¹	
A130	Scholekster	0,44 ⁶	0,83 ⁶	0,53	13,0 ¹	
A137	Bontbekplevier	0,195 ⁶	0,41 ⁶	0,48	19,5 ¹	
A140	Goudplevier	0,28 ⁶	0,59 ⁶	0,47	13,7 ¹	Gebaseerd op Amerikaanse Goudplevier
A141	Zilverplevier	0,29 ⁶	0,63 ⁶	0,46	17,9 ¹	
A142	Kievit	0,31 ⁶	0,72 ⁶	0,43	12,8 ¹	
A143	Kanoet (Groenland)	0,26 ⁶	0,53 ⁶	0,49	20,1 ¹	
A144	Drieteenstrandloper	0,21 ⁶	0,45 ⁶	0,47	15,3 ¹	Gebaseerd op Bonte strandloper

EU-code	Species	Lengte (m)	Spanwijdte vleugels (m)	Aspect Ratio (Lengte / Spanwijdte)	Vliegsnelheid (m/sec)	Opmerkingen
A147	Krombekstrandloper	0,215 ⁶	0,46 ⁶	0,47	15,3 ¹	Gebaseerd op Bonte strandloper
A149	Bonte strandloper	0,21 ⁶	0,36 ⁶	0,58	15,3 ¹	
A151	Kemphaan	0,32 ⁶	0,60 ⁶	0,53	17,4 ¹	
A156-	IJslandse grutto	0,53 ⁶	0,74 ⁶	0,72	18,3 ¹	Gebaseerd op Rosse Grutto
A157	Rosse grutto	0,52 ⁶	0,72 ⁶	0,72	18,3 ¹	
A158	Regenwulp	0,54 ⁶	0,88 ⁶	0,61	16,3 ¹	
A160	Wulp	0,72 ⁶	1,06 ⁶	0,68	16,3 ¹	
A162	Tureluur	0,27 ⁶	0,53 ⁶	0,51	9,6 ¹	Gebaseerd op Bosruiter
A164	Groenpootruiter	0,34 ⁶	0,62 ⁶	0,55	12,3 ¹	
A169	Steenloper	0,24 ⁶	0,49 ⁶	0,49	14,9 ¹	
A173	Kleine Jager	0,525 ⁶	1,18 ⁶	0,44	13,8 ¹	
A175	Grote Jager	0,58 ⁶	1,40 ⁶	0,41	15,6 ⁴	
A177	Dwergmeeuw	0,28 ⁶	0,69 ⁶	0,41	11,5 ¹	
A179	Kokmeeuw	0,39 ⁶	0,99 ⁶	0,39	11,9 ¹	
A182	Stormmeeuw	0,46 ⁶	1,08 ⁶	0,43	13,4 ¹	
A183	Kleine mantelmeeuw	0,56 ⁶	1,34 ⁶	0,42	11,9 ²	
A184	Zilvermeeuw	0,60 ⁶	1,48 ⁶	0,41	12,8 ¹	
A187	Grote mantelmeeuw	0,74 ⁶	1,66 ⁶	0,46	13,7 ¹	
A188	Drieteenmeeuw	0,42 ⁶	1,05 ⁶	0,40	13,1 ¹	
A191	Grote stern	0,43 ⁶	0,97 ⁶	0,44	10,9 ¹	Gebaseerd op Noordse stern
A193	Visdief	0,37 ⁶	0,80 ⁶	0,46	10,9 ¹	Gebaseerd op Noordse stern
A194	Noordse stern	0,39 ⁶	0,77 ⁶	0,51	10,9 ¹	
A195	Dwergstern	0,25 ⁶	0,47 ⁶	0,53	10,9 ¹	Gebaseerd op Noordse stern
A199	Zeekoet	0,50 ⁶	0,73 ⁶	0,68	17,9 ⁴	
A200	Alk	0,43 ⁶	0,69 ⁶	0,62	16,2 ⁴	
A222	Velduil	0,40 ⁶	1,05 ⁶	0,38	8,4 ²	Gebaseerd op Grauwe kiekendief
A367	Frater	0,14 ⁶	0,24 ⁵	0,57	12,2 ²	Gebaseerd op Groenling

1) Alerstam et al (2007); 2) Bruderer & Boldt (2001); 3) Mallory et al (2008); 4) Pennycuik (1987); 5) Snow & Perrins (1998); 6) Svensson et al (1999)

Vleugelslagen en glijvluchten

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

BIJLAGE VI. TOELICHTING FOERAGEERAFSTANDEN EN VERSPREIDING OP ZEE VAN KLEINE MANTELMEEUW

Een belangrijk discussiepunt is tot nu toe altijd geweest de verdeling van foeragerende vogels over het foerageergebied op zee. Problematisch is dat verschillende bronnen niet direct met elkaar te stroken zijn. Camphuysen (19xx) vond op zee een verdeling (in juni/juli, de broedperiode) die met afstand vanaf de kust gefit kon worden op een logaritmische curve. Zijn waarnemingen betroffen alle vliegende exemplaren, niet alleen de foeragerende individuen. Uit scheepstellingen (ESAS dataset) en vliegtuigtellingen (RIKZ dataset) blijkt in diezelfde periode een homogener verdeling van mantelmeeuwen op het NCP. De vraag is nu: hoe komt een dergelijke verdeling tot stand?

Voor de kleine mantelmeeuw zijn zendergegevens beschikbaar die suggereren dat ze een voorkeursrichting en afstand hebben om voedsel te zoeken, vermoedelijk gekoppeld aan de aanwezigheid van kotters die vis en ingewanden overboord gooien (zie www.sovon.nl en Tabel 44). Er blijkt in ieder geval geen algemeen beeld uit van afnemende aantallen vliegbewegingen vanaf de kolonie (per individu of van de groep gezenderde vogels). Hier zijn dus twee aannames mogelijk: óf het aantal foeragerende meeuwen neemt af met afstand vanaf de kolonie, óf het aantal foeragerende meeuwen blijft gelijk, tot op een bepaalde afstand. Voor de aanvaringsslachtoffers gaat het om het aantal vliegende vogels, en dat is een afgeleide van het aantal foeragerende vogels. Indien vogels een voorkeur hebben om door te vliegen in plaats van sterk aan de kust te zijn gebonden dan kan dit leiden tot een homogene verdeling.

Tabel 44: Overzicht foerageer- en migratietochten van de door SOVON gezenderde kleine mantelmeeuwen

ESA individu	Foerageren	Overwinteren
41745	Op land: Friesland. Op zee: NW van Vlieland, ca. 75 km max.	Centraal Spanje, heen (2007) via zuid Engeland, terug (2008) via Normandië en België
41762	Op land: Texel (meeste). Op zee: ca. 100 km NW van Vlieland (niet veel tochten)	Zuidwest Spanje, via midden en zuid Engeland heen en terug via Bretagne en zuidoost Engeland
41749	Op land: enkele keer naar Texel. Op zee: ca 100 km NW van Vlieland	Zuidwest Portugal, heen via zuidoost Engeland, terug via west Frankrijk, Normandië
41752	Op land: Friesland (helft). Op zee: 80 km NW Vlieland, enkele keer ZW, 100 km	Zuid centraal Spanje, Portugal. Heen via zuid Engeland, terug via Normandië en België
41757	Op land: niet. Op zee: N-NW Vlieland, 50 - 100 km	Noord Spanje. Heen en terug via Zuidoost Engeland
41758	Op land: heel enkele keer naar Texel. Op zee: vooral NW, soms W van Vlieland, 50 - 120 km	West Portugal Zuid-Spanje. Heen en terug via zuid Eng en Bretagne
41763	Op land: langs Hollandse kust, Texel, Terschelling, niet vaak. Op zee: vaak NW, maar ook regelmatig W en ZW, 50 - 80 km	Centraal Spanje. Heen en terug via België en Normandië
41764	Op land: heel enkele keer Friesland. Op zee: NW en W van Vlieland, 80 - 120 km	ZW Frankrijk. Heen via ZO Engeland en Bretagne, terug via Bretagne en België
41767	Op land: soms Terschelling. Op zee: NW, dichtbij, 30 km, en WZW, 100 - 150 km	Noord Spanje, Portugal, Zuidwest Spanje. Heen en terug via ZO Engeland en Bretagne
41771	Op land: Friesland, Veluwe, Flevopolder. Op zee, een enkele keer, NW 80 km (heel zelden)	Portugal, Marokko. Heen en terug via België en Bretagne
41773	Op land: vooral Texel, Kop van Noord-Holland. Op zee: tot 50 km NW Vlieland	Portugal, Noord Spanje. Heen en terug via België en Bretagne

ESA individu	Foerageren	Overwinteren
41775	Op land: heel Nederland. Op zee: NNW tot W, ca 80 km, enkele keer 150 km	Zuid Eng. Heen en terug via Zuidelijke Bocht
41780	Op land: Waddenzee ten ZO van Vlieland, tot 20 km.	Portugal, Zuid-Spanje, heen via België en Normandië (geen signaal na 29-10-2007).
41781	Op land: soms op Texel. Op zee: vooral NW van Vlieland, 100 km	Portugal, Zuid Spanje. Heen en terug via België en Normandië

In het geval van een homogene verdeling van het aantal foeragerende vogels binnen het foerageergebied zal het aantal waarnemingen van vliegende vogels op een bepaald transect kwadratisch afnemen met de afstand vanaf de kolonie. De gegevens van Camphuysen waarin een logaritmische afname werd gefit op een dergelijk transect suggereert dat er een tweede factor in het spel is die een sterkere afname van foeragerende vogels vanaf de kolonie stuurt. Het kan ook zijn dat niet het juiste regressiemodel is gekozen en dat een kwadratisch model een betere fit had gegeven. Dit valt niet na te gaan omdat de oorspronkelijke gegevens van de studie van Camphuysen niet beschikbaar zijn.

BIJLAGE VII. RESULTATEN BEREKENINGEN AANVARINGEN VOGELS

Schattingen van het aantal aanvaringsslachtoffers met Route 3 - trekvogels

De mogelijke aantallen aanvaringsslachtoffers zijn geschat met Route 3 (Troost 2008) voor 33 populaties broedende vogelsoorten en 31 populaties van niet-broedende soorten in Natura 2000-gebieden, met een range van uitwijkingpercentages voor iedere windpark-variant. Zelfs voor de laagste uitwijkingpercentages (90% gecombineerd voor macro- en micro-uitwijking), lagen de aantallen aanvaringsslachtoffers onder 1% van de jaarlijkse natuurlijke mortaliteit voor alle soorten en alle windpark varianten. De aantallen aanvaringsslachtoffers kwamen voor sommige boven de 1% wanneer geen uitwijking werd ingevoerd in de berekening.

Aanvaringsschattingen zonder uitwijking in de berekening

Rijnveld Oost 3 MW

Zonder uitwijking overschreden de aantallen aanvaringsslachtoffers van geen enkele soort niet-broedvogel de 1% van de jaarlijkse natuurlijke mortaliteit. De hoogste waarde bedroeg 0,71% voor Grote stern.

Toepassing van uitwijkingpercentages

De schattingen van aantallen aanvaringsslachtoffers met Route 3 worden in hoge mate bepaald door de mate waarin vogels uitwijken voor windparken en windturbines. Het toepassen van de waarden voor macro-uitwijking (zie Bijlage V voor Route 2 uitwijking) en micro-uitwijking (0,95 zoals aanbevolen door Scottish Natural Heritage) resulteerde in aantallen aanvaringsslachtoffers die in het algemeen hoger waren dan die uit Route 2, maar in alle gevallen waren die aantallen maximaal 0,005% van de jaarlijkse natuurlijke mortaliteit. Verhoging van de micro-uitwijking van 95% naar 99% reduceert het aantal aanvaringsslachtoffers bij bijvoorbeeld de Grote stern met meer dan 80%. Zonder realistische waarden voor de micro-uitwijking, vooral voor de soorten waarvoor berekeningen moeten worden uitgevoerd en voor offshore situaties, zijn de schattingen met behulp van Route 3 zeer onnauwkeurig en daardoor onbetrouwbaar. Zolang veldgegevens over micro-uitwijking ontbreken, is gebruik van de meer robuuste Route 2 te prefereren.

Kolonievogels, m.b.v. route 2

species	country	colony	# breeding pairs in N2000	annual surv. (green = from BTO website)	1% annual M	bird flux	fraction at turbine height	macro-avoidance	duck/gull/wader/passerine	coll. prob. per crossing (ref)	3 MW basisvariant	3 MW basisvariant
			Total no. of pairs	Fraction / year	No. of birds	#crossings / year	b	h	a_macro	p2	# collisions	% annual M
Kleine mantelmeeuw	N	Waddenzee	19000	0.914	32.7	0	0.67	0.9	G	0.0037	0.00	0.00
Kleine mantelmeeuw	N	Duinen en Lage Land Texel	14000	0.914	24.1	4163	0.67	0.9	G	0.0037	0.39	0.02
Kleine mantelmeeuw	N	Duinen van Vlieland	2500	0.914	4.3	0	0.67	0.9	G	0.0037	0.00	0.00
Kleine mantelmeeuw	N	Krammer-Volkerak	810	0.914	1.4	2898	0.67	0.9	G	0.0037	0.27	0.19
Kleine mantelmeeuw	N	Veerse Meer	590	0.914	1.0	2119	0.67	0.9	G	0.0037	0.20	0.19
Kleine mantelmeeuw	N	Zwanewater en Pettemerduinen	110	0.914	0.2	812	0.67	0.9	G	0.0037	0.08	0.40
Kleine mantelmeeuw	U	Aide-Ore Estuary	21700	0.914	37.3	0	0.67	0.9	G	0.0037	0.00	0.00
Jan van Gent	U	Bass Rock	44110	0.919	71.5	0	0.58	0.95	G	0.0037	0.00	0.00
Jan van Gent	U	Bempton Cliffs	2552	0.919	4.1	238	0.58	0.95	G	0.0037	0.01	0.00
Jan van Gent	G	Helgoland	222	0.919	0.4	261	0.58	0.95	G	0.0037	0.01	0.03

Trekvogels: broedvogels in N2000-gebieden, m.b.v. route 2

species	country	# breeding pairs in N2000 NL	# breeding pairs in N2000 UK	# breeding pairs in N2000 TOTAL	annual surv. (green = from BTO website)	1% annual M	bird flux of total crossing in North Sea	fraction migrating E-W	N-S length windfarm l.r.t. Dutch shore	correction for location windfarm relative to flight path	bird flux corrected for E-W, N-S and location	fraction at turbine height	macro-avoidance	duck/gull/wader/passerine	coll. prob. per crossing (ref)	3 MW basisvariant	3 MW basisvariant
		Total no. of pairs	Total no. of pairs	Total no. of pairs	Fraction / year	No. of birds	#crossings / year				b	h	a_macro		p2	# collisions	% annual M
Roerdestormvogel	U	205679	205679	205679	0.972	115.2	822716	0.95	0.02	1	855.6	0.33	0.9	G	0.0037	0.04	0.00
Jan van gent	U	186460	186460	186460	0.919	302.1	745840	0.20	0.02	1	1102.7	0.58	0.95	G	0.0037	0.13	0.00
Aalscholver	N	14690	14690	14690	0.88	35.3	58760	0.01	0.02	1	12.2	0.75	0.9	D	0.0037	0.00	0.00
Zwarte zee-eend	B	10	10	10	0.839	0.0	40	0.00	0.02	1	0.9	0.33	0.9	D	0.0037	0.00	0.00
Bridduiker	B	4	4	4	0.829	0.0	16	0.00	0.02	1	0.0	0.33	0.9	D	0.0037	0.00	0.00
Blauwe kiekendief	B	107	245	352	0.804	1.4	1408	0.03	0.02	1	0.9	1.00	0.7	G	0.0037	0.00	0.00
Ginckovik	B	75	75	75	0.72	0.4	305	0.00	0.02	1	0.0	1.00	0.7	G	0.0037	0.00	0.00
Scholekster	B	1358	1358	1358	0.88	3.3	5432	0.01	0.02	0.67	0.0	0.38	0.7	G	0.0037	0.00	0.00
Bontbekplevier	B	214	1174	1388	0.772	6.3	5552	0.02	0.02	0.67	1.5	0.38	0.7	G	0.0037	0.00	0.00
Goudplevier	B	5683	5683	5683	0.73	20.7	22734	0.01	0.02	0.67	3.2	0.38	0.7	G	0.0037	0.00	0.00
Kievit	B	833	833	833	0.752	4.1	3332	0.01	0.02	1	2.1	0.38	0.7	G	0.0037	0.00	0.00
Kempshaan	B	120	121	121	0.75	0.6	484	0.10	0.02	0.67	0.7	0.38	0.7	G	0.0037	0.00	0.00
Regenwulp	B	65	65	65	0.89	0.1	260	0.01	0.02	0.67	0.0	0.38	0.7	G	0.0037	0.00	0.00
Wulp	B	393	393	393	0.736	2.1	1572	0.05	0.02	0.67	1.1	0.38	0.7	G	0.0037	0.00	0.00
Tureluur	B	965	965	965	0.75	4.0	3860	0.05	0.02	0.67	2.7	0.38	0.7	G	0.0037	0.00	0.00
Graasgobruister	B	140	140	140	0.73	0.7	560	0.05	0.02	0.67	0.4	0.38	0.7	G	0.0037	0.00	0.00
Kleine Jager	U	512	512	512	0.84	1.6	2048	0.01	0.02	1	12.8	0.33	0.9	G	0.0037	0.00	0.00
Grote Jager	U	6149	6149	6149	0.888	13.8	24596	0.01	0.02	1	153.5	0.33	0.9	G	0.0037	0.00	0.00
Kokmeeuw	U	11900	11900	11900	0.76	57.1	47600	0.25	0.02	1	247.5	0.42	0.9	G	0.0037	0.01	0.00
Sterrmeeuw	U	15882	15882	15882	0.86	44.5	63528	0.20	0.02	1	264.3	0.58	0.9	G	0.0037	0.02	0.00
Kleine mantelmeeuw	N	34248	34248	34248	0.914	56.9	132440	0.01	0.02	1	28.5	0.67	0.9	G	0.0037	0.00	0.00
Kleine mantelmeeuw	N	33110	33110	33110	0.914	56.9	132440	0.01	0.02	1	27.5	0.67	0.9	G	0.0037	0.00	0.00
Zilvermeeuw	U	10542	10542	10542	0.935	13.7	42168	0.05	0.02	1	43.9	0.67	0.9	G	0.0037	0.00	0.00
Grote mantelmeeuw	N	2946	2946	2946	0.935	3.8	11784	0.05	0.02	1	12.1	0.67	0.9	G	0.0037	0.00	0.00
Oransemeeuw	U	356764	356764	356764	0.835	1177.1	1427656	0.10	0.02	1	2968.1	0.50	0.9	G	0.0037	0.21	0.00
Grote stern	B	13500	12273	25773	0.832	86.6	103092	0.70	0.02	1	1501.0	0.67	0.9	G	0.0037	0.14	0.00
Vindief	B	1525	16224	17749	0.85	53.4	20966	0.05	0.02	1	182.2	0.67	0.9	G	0.0037	0.07	0.00
Noordse stern	B	525	1317	1842	0.85	5.5	2368	0.40	0.02	1	61.3	0.67	0.9	G	0.0037	0.01	0.00
Zeehoop	U	833377	833377	833377	0.949	850.0	3333508	0.20	0.02	1	13867.4	0.21	0.95	G	0.0037	0.05	0.00
Aik	U	101114	101114	101114	0.89	222.5	404458	0.05	0.02	1	420.6	0.21	0.95	G	0.0037	0.00	0.00
Velduil	B	59	115	174	0.69	1.1	696	0.01	0.02	1	0.4	1.00	0.7	G	0.0037	0.00	0.00
Frater	U	179	179	179	0.63	1.3	716	0.15	0.02	1	2.2	0.58	0.7	G	0.0037	0.00	0.00

Trekvogels: broedvogels in N2000-gebieden, m.b.v. route 3

species	country	# breeding pairs in N2000 NL	# breeding pairs in N2000 UK	# breeding pairs in N2000 TOTAL	annual surv. (green = from BTO website)	1% annual M	bird flux of total crossing in North Sea	fraction migrating E-W	N-S length windfarm l.r.t. Dutch shore	correction for location windfarm relative to flight path	bird flux corrected for E-W, N-S and location	fraction at turbine height	macro-avoidance	Rijnveld Oost	Rijnveld Oost	Rijnveld Oost	Rijnveld Oost	Rijnveld Oost
		Total no. of pairs	Total no. of pairs	Total no. of pairs	Fraction / year	No. of birds	#crossings / year				b	h	a_macro	p3	# collisions	% annual M	# collisions	% annual M
Roerdestormvogel	U	205679	205679	205679	0.972	115.2	822716	0.95	0.02	1	855.6	0.33	0.9	0.139	1.03	0.01	0.21	0.00
Jan van gent	U	186460	186460	186460	0.919	302.1	745840	0.20	0.02	1	1102.7	0.58	0.95	0.125	6.10	0.02	1.22	0.00
Aalscholver	N	14690	14690	14690	0.88	35.3	58760	0.01	0.02	1	12.2	0.75	0.9	0.115	0.03	0.00	0.01	0.00
Zwarte zee-eend	B	10	10	10	0.839	0.0	40	0.00	0.02	1	0.9	0.33	0.9	0.072	0.00	0.00	0.00	0.00
Bridduiker	B	4	4	4	0.829	0.0	16	0.00	0.02	1	0.0	0.33	0.9	0.073	0.00	0.00	0.00	0.00
Blauwe kiekendief	B	107	245	352	0.804	1.4	1408	0.03	0.02	1	0.9	1.00	0.7	0.144	0.00	0.00	0.00	0.00
Ginckovik	B	75	75	75	0.72	0.4	305	0.00	0.02	1	0.0	1.00	0.7	0.110	0.00	0.00	0.00	0.00
Scholekster	B	1358	1358	1358	0.88	3.3	5432	0.01	0.02	0.67	0.0	0.38	0.7	0.073	0.00	0.00	0.00	0.00
Bontbekplevier	B	214	1174	1388	0.772	6.3	5552	0.02	0.02	0.67	1.5	0.38	0.7	0.062	0.00	0.00	0.00	0.00
Goudplevier	B	5683	5683	5683	0.73	20.7	22734	0.01	0.02	0.67	3.2	0.38	0.7	0.084	0.00	0.00	0.00	0.00
Kievit	B	833	833	833	0.752	4.1	3332	0.01	0.02	1	2.1	0.38	0.7	0.091	0.00	0.00	0.00	0.00
Kempshaan	B	120	121	121	0.75	0.6	484	0.10	0.02	0.67	0.7	0.38	0.7	0.073	0.00	0.00	0.00	0.00
Regenwulp	B	65	65	65	0.89	0.1	260	0.01	0.02	0.67	0.0	0.38	0.7	0.087	0.00	0.00	0.00	0.00
Wulp	B	393	393	393	0.736	2.1	1572	0.05	0.02	0.67	1.1	0.38	0.7	0.096	0.00	0.00	0.00	0.00
Tureluur	B	965	965	965	0.75	4.0	3860	0.05	0.02	0.67	2.7	0.38	0.7	0.113	0.00	0.00	0.00	0.00
Graasgobruister	B	140	140	140	0.73	0.7	560	0.05	0.02	0.67	0.4	0.38	0.7	0.099	0.01	0.00	0.00	0.00
Kleine Jager	U	512	512	512	0.84	1.6	2048	0.01	0.02	1	12.8	0.33	0.9	0.100	0.01	0.01	0.00	0.00
Grote Jager	U	6149	6149	6149	0.888	13.8	24596	0.01	0.02	1	153.5	0.33	0.9	0.096	0.13	0.01	0.03	0.00
Kokmeeuw	U	11900	11900	11900	0.76	57.1	47600	0.25	0.02	1	247.5	0.42	0.9	0.104	0.29	0.01	0.06	0.00
Sterrmeeuw	U	15882	15882	15882	0.86	44.5	63528	0.20	0.02	1	264.3	0.58	0.9	0.099	0.41	0.01	0.08	0.00
Kleine mantelmeeuw	N	34248	34248	34248	0.914	56.9	132440	0.01	0.02	1	28.5	0.67	0.9	0.116	0.06	0.00	0.01	0.00
Kleine mantelmeeuw	N	33110	33110															

Trekvogels: niet-broedvogels in N2000-gebieden, m.b.v. route 2

species	country	# non-breeders in N2000 NL	# non-breeders in N2000 UK	# non-breeders in N2000 TOTAL	annual surv. (green = from BTO website)	1% annual M	bird flux of total crossing in North Sea	fraction migrating E-W	N-S length windfarm l.r.t. Dutch shore	correction for location windfarm relative to flight path	bird flux corrected for E-W, N-S and location	fraction at turbine height	macro-avoidance	duck/gull/wader/passerine	coll. prob. per crossing (ref)	3 MW baselvariant	3 MW baselvariant
		Total no. of individuals	Total no. of individuals	Total no. of individuals	Fraction / year	No. of birds	#crossings / year				#crossings / year		a_macro		p2 # collisions / crossing	# collisions	% annual M
Aalscholver	N	23890		23890	0.88	28.7	47780	0.01	0.02	1	9.9	0.75	0.7D		0.009	0.00	0.00
kleine zwaan	B	4176	9344	13520	0.822	24.1	27040	0.50	0.02	0.67	188.4	0.71	0.9D		0.009	0.00	0.00
Reigans	B	34990	125987	160977	0.9	165.0	329954	0.45	0.02	1	3088.4	0.71	0.9D		0.009	0.07	0.00
Pijlstaart	B	10680	24543	35223	0.9	35.2	70446	0.50	0.02	1	732.6	0.58	0.9D		0.009	0.01	0.00
Zwarte zee-eend	B	61660	24003	85663	0.839	137.8	171206	0.10	0.02	1	356.1	0.33	0.9D		0.009	0.00	0.00
Bridduiker	B	3530	16095	19625	0.829	33.6	39250	0.05	0.02	1	40.8	0.33	0.9D		0.009	0.00	0.00
Nonnetje	N	860		860	0.89	0.9	1720	0.10	0.02	1	3.6	0.33	0.9D		0.009	0.00	0.00
Middelste zaagbek	B	2890	2256	5146	0.89	5.7	10292	0.08	0.02	1	17.1	0.33	0.9D		0.009	0.00	0.00
Grote zaagbek	B	1580	78	1658	0.89	1.8	3316	0.05	0.02	1	3.4	0.33	0.9D		0.009	0.00	0.00
Blauwe kiekendief	B	252		252	0.804	0.5	504	0.01	0.02	1	0.1	1.00	0.7G		0.0037	0.00	0.00
Siechtvalk	B	81		81	0.72	0.2	162	0.01	0.02	1	0.0	1.00	0.7G		0.0037	0.00	0.00
Kraanvogel	N	190		190	0.95	0.1	380	0.01	0.02	1	0.1	1.00	0.9D		0.009	0.00	0.00
Scholekster	B	198860	206129	404989	0.88	486.0	809778	0.01	0.02	0.67	112.9	0.38	0.7W		0.0013	0.01	0.00
Bontbekplevier	B	2720	13759	17479	0.772	39.9	34978	0.25	0.02	0.67	97.5	0.38	0.7W		0.0013	0.01	0.00
Goudplevier	B	39130	66970	106100	0.73	286.5	212200	0.25	0.02	0.67	739.3	0.38	0.7W		0.0013	0.04	0.00
Zilverplevier	B	33120	66103	99223	0.73	268.0	198546	0.50	0.02	0.67	1383.5	0.38	0.7W		0.0013	0.09	0.00
Kievit	B	38090	122579	160669	0.752	398.5	321338	0.80	0.02	1	5747.1	0.38	0.7W		0.0013	0.28	0.00
Kanot (Groenland)	B	54860	466952	521812	0.84	834.9	1043624	0.90	0.02	0.67	13089.5	0.38	0.7W		0.0013	0.72	0.00
Drieteenstrandloper	B	2300	13330	20270	0.83	35.2	41440	0.30	0.02	1	258.6	0.38	0.7W		0.0013	0.01	0.00
Krombekstrandloper	N	2000		2000	0.741	5.2	4000	0.01	0.02	0.67	0.6	0.38	0.7W		0.0013	0.00	0.00
Bonte strandloper	B	251020	493682	744702	0.741	1928.9	1489504	0.30	0.02	0.67	6227.3	0.38	0.7W		0.0013	0.34	0.00
Kempshaan	B	31310	561	31871	0.75	79.7	63742	0.10	0.02	0.67	88.8	0.38	0.7W		0.0013	0.00	0.00
Dilanië grutto	U	16167	16167	32334	0.9	16.2	32334	0.10	0.02	1	67.3	0.38	0.7W		0.0013	0.00	0.00
Rosse grutto	B	61940	63254	125194	0.84	200.3	250388	0.60	0.02	0.67	2093.6	0.38	0.7W		0.0013	0.11	0.00
Regenwulp	U	810		810	0.89	0.9	1620	0.20	0.02	0.67	4.5	0.38	0.7W		0.0013	0.00	0.00
Wulp	B	113400	41865	155265	0.736	409.9	310530	0.10	0.02	0.67	432.8	0.38	0.7W		0.0013	0.02	0.00
Tureluur	B	22410	93212	115622	0.75	289.1	231244	0.10	0.02	0.67	322.3	0.38	0.7W		0.0013	0.02	0.00
Groenpootruiter	B	2140	87	2227	0.75	5.6	4454	0.10	0.02	0.67	6.2	0.38	0.7W		0.0013	0.00	0.00
Steenloper	B	4370	12902	17272	0.86	24.2	34544	0.20	0.02	0.67	96.3	0.38	0.7W		0.0013	0.01	0.00
Overgimeeuw	N	50		50	0.76	0.1	100	0.15	0.02	1	0.3	0.25	0.9G		0.0037	0.00	0.00
Grote stern	B	3517	3517	7034	0.832	5.9	7034	0.70	0.02	1	102.4	0.67	0.9G		0.0037	0.01	0.00

Trekvogels: niet-broedvogels in N2000-gebieden, m.b.v. route 3

species	country	# non-breeders in N2000 NL	# non-breeders in N2000 UK	# non-breeders in N2000 TOTAL	annual surv. (green = from BTO website)	1% annual M	bird flux of total crossing in North Sea	fraction migrating E-W	N-S length windfarm l.r.t. Dutch shore	correction for location windfarm relative to flight path	bird flux corrected for E-W, N-S and location	fraction at turbine height	macro-avoidance	Rijnveld Oost	Rijnveld Oost	Rijnveld Oost	Rijnveld Oost	Rijnveld Oost
		Total no. of individuals	Total no. of individuals	Total no. of individuals	Fraction / year	No. of birds	#crossings / year				#crossings / year		a_macro	p3 # collisions	0.85 % annual M	0.95 # collisions	0.99 % annual M	0.99 # collisions
Aalscholver	N	23890		23890	0.88	28.7	47780	0.01	0.02	1	9.9	0.75	0.7	0.115	0.02	0.00	0.00	0.00
kleine zwaan	B	4176	9344	13520	0.822	24.1	27040	0.50	0.02	0.67	188.4	0.71	0.9	0.115	0.41	0.02	0.08	0.00
Reigans	B	34990	125987	160977	0.9	165.0	329954	0.45	0.02	1	3088.4	0.71	0.9	0.088	5.18	0.03	1.94	0.01
Pijlstaart	B	10680	24543	35223	0.9	35.2	70446	0.50	0.02	1	732.6	0.58	0.9	0.078	0.89	0.03	0.18	0.01
Zwarte zee-eend	B	61660	24003	85663	0.839	137.8	171206	0.10	0.02	1	356.1	0.33	0.9	0.072	0.23	0.00	0.05	0.00
Bridduiker	B	3530	16095	19625	0.829	33.6	39250	0.05	0.02	1	40.8	0.33	0.9	0.073	0.03	0.00	0.01	0.00
Nonnetje	N	860		860	0.89	0.9	1720	0.10	0.02	1	3.6	0.33	0.9	0.075	0.00	0.00	0.00	0.00
Middelste zaagbek	B	2890	2256	5146	0.89	5.7	10292	0.08	0.02	1	17.1	0.33	0.9	0.077	0.01	0.00	0.00	0.00
Grote zaagbek	B	1580	78	1658	0.89	1.8	3316	0.05	0.02	1	3.4	0.33	0.9	0.082	0.00	0.00	0.00	0.00
Blauwe kiekendief	B	252		252	0.804	0.5	504	0.01	0.02	1	0.1	1.00	0.7	0.144	0.00	0.00	0.00	0.00
Siechtvalk	B	81		81	0.72	0.2	162	0.01	0.02	1	0.0	1.00	0.7	0.110	0.00	0.00	0.00	0.00
Kraanvogel	N	190		190	0.95	0.1	380	0.01	0.02	1	0.1	1.00	0.9	0.172	0.00	0.00	0.00	0.00
Scholekster	B	198860	206129	404989	0.88	486.0	809778	0.01	0.02	0.67	112.9	0.38	0.7	0.088	0.11	0.00	0.02	0.00
Bontbekplevier	B	2720	13759	17479	0.772	39.9	34978	0.25	0.02	0.67	97.5	0.38	0.7	0.062	0.06	0.00	0.01	0.00
Goudplevier	B	39130	66970	106100	0.73	286.5	212200	0.25	0.02	0.67	739.3	0.38	0.7	0.084	0.63	0.00	0.33	0.00
Zilverplevier	B	33120	66103	99223	0.73	268.0	198546	0.50	0.02	0.67	1383.5	0.38	0.7	0.071	0.99	0.00	0.20	0.00
Kievit	B	38090	122579	160669	0.752	398.5	321338	0.80	0.02	1	5747.1	0.38	0.7	0.051	4.55	0.01	0.99	0.00
Kanot (Groenland)	B	54860	466952	521812	0.84	834.9	1043624	0.90	0.02	0.67	13089.5	0.38	0.7	0.064	8.49	0.01	1.70	0.00
Drieteenstrandloper	B	2300	13330	20270	0.83	35.2	41440	0.30	0.02	1	258.6	0.38	0.7	0.073	0.19	0.01	0.04	0.00
Krombekstrandloper	N	2000		2000	0.741	5.2	4000	0.01	0.02	0.67	0.6	0.38	0.7	0.074	0.00	0.00	0.00	0.00
Bonte strandloper	B	251020	493682	744702	0.741	1928.9	1489504	0.30	0.02	0.67	6227.3	0.38	0.7	0.073	4.59	0.00	0.92	0.00
Kempshaan	B	31310	561	31871	0.75	79.7	63742	0.10	0.02	0.67	88.8	0.38	0.7	0.073	0.07	0.00	0.01	0.00
Dilanië grutto	U	16167	16167	32334	0.9	16.2	32334	0.10	0.02	1	67.3	0.38	0.7	0.079	0.05	0.00	0.01	0.00
Rosse grutto	B	61940	63254	125194	0.84	200.3	250388	0.60	0.02	0.67	2093.6	0.38	0.7	0.079	1.67	0.01	0.33	0.00
Regenwulp	U	810		810	0.89	0.9	1620	0.20	0.02	0.67	4.5	0.38	0.7	0.087	0.00	0.00	0.00	0.00
Wulp	B	113400	41865	155265	0.736	409.9	310530	0.10	0.02	0.67	432.8	0.38	0.7	0.090	0.42	0.00	0.08	0.00
Tureluur	B	22410	93212	115622	0.75	289.1	231244	0.10	0.02	0.67	322.3	0.38	0.7	0.117	0.37	0.00	0.07	0.00
Groenpootruiter	B	2140	87	2227	0.75	5.6	4454	0.10	0.02	0.67	6.2	0.38	0.7	0.098	0.01	0.00	0.00	0.00
Steenloper	B	4370	12902	17272	0.86	24.2	34544	0.20	0.02	0.67	96.3	0.38	0.7	0.077	0.07	0.00	0.01	0.00
Overgimeeuw	N	50		50	0.76	0.1	100	0.15	0.02	1	0.3	0.25	0.9	0.098	0.00	0.00	0.00	0.00
Grote stern	B	3517	3517	7034	0.832	5.9	7034	0.70	0.02	1	102.4	0.67	0.9	0.114	0.21	0.04	0.04	0.01

BIJLAGE VIII. INVLOED VAN SCHEEPSGELUID OP BRUINVIS EN ZEEHOND²⁴

Inleiding

Afgestraald-geluidniveaus van schepen kunnen sterk variëren en zijn o.a. afhankelijk van het toerental van de voortstuwingsmotor, van de akoestische kwaliteit van de mechanische werktuigen aan boord en van de geluidreducerende maatregelen die eventueel aan boord van het schip zijn getroffen. Zeer belangrijk is of de schroef al of niet *caviteert* (imploderende bellen produceert). Het is beslist niet zo dat grote schepen altijd veel meer geluid maken dan kleine schepen. Om een voorbeeld te noemen: elk klein garnalenkottertje dat over de Waddenzee sukkelt maakt evenveel geluid als zo'n 10 marinefregatten tezamen die met hoge snelheid over zee racen. Scheepsgeluid is, bij schepen zonder geluidreducerende maatregelen, vooral afhankelijk van de vaarsnelheid. Snel varende schepen (catamarans en Surface-Effect-Schepen - SES) kunnen 10 tot 100x zo veel geluid maken als langzaam varende conventionele schepen. Met nadruk wordt er op gewezen dat, in tegenstelling tot wat er doorgaans in de bio-akoestiek wordt beweerd – scheepsgeluid het frequentiegebied van 0 – 100 kHz bestrijkt en dat de bovengrens slechts wordt bepaald door de frequentie waarbij het scheepsgeluid in het achtergrondgeluid van de zee 'verdrinkt'.

Zie voor een toelichting op het meten van scheepsgeluid Verboom (1992).

Verstoring van zeezoogdieren door schepen

Schepen zullen in een bepaalde mate verstorend werken voor zee(zoog)dieren. De mate van verstoring hangt af van hun gehoor- en verstoringsgevoeligheid en varieert sterk per diersoort. Scheepvaartgeluid zal, omdat het breedbandig is en gezien de in de praktijk voorkomende niveaus, nooit gehoorschade bij zeezoogdieren en vissen kunnen veroorzaken. Wel kan hun gedrag worden beïnvloed, afhankelijk van het geluidniveau en de geluidgevoeligheid van de diersoort. Ook kunnen de mogelijkheden tot het zoeken van voedsel worden beperkt.

Verstoring is dus o.a. afhankelijk van het bronniveau van het schip en van het natuurlijke geluid in zee. E.e.a. betekent dat ook de aanleg, exploitatie en afbraak van windmolenparken een zekere verstoring voor zee(zoog)dieren tot gevolg heeft.

Er zijn geen uitgebreide databanken met scheepsgeluiden gerelateerd aan windmolenparken beschikbaar. Daarom volgen hierna enkele algemene voorbeelden.

Grenswaarden

In de navolgende beschouwing over grenswaarden voor scheepsgeluid beperken we ons tot Bruinvissen en zeehonden, waarbij de Grijze zeehond (*Halichoerus grypus*) qua gehooreigenschappen gelijk wordt gesteld aan de Gewone zeehond (*Phoca vitulina*). Dit vanwege het ontbreken van de benodigde gegevens van de Grijze zeehond. Er zijn geen uitgebreide dosis/effect-relaties voor Bruinvissen en zeehonden gepubliceerd. Wel zijn er

fragmentarische gegevens op dit gebied bekend, vooral uit studies van Kastelein *et al.* (2005, 2006), waarvan de resultaten over het vermijdingsgedrag ('avoidance') hier gehanteerd zullen worden bij de keuze van de grenswaarden (tabel 45).

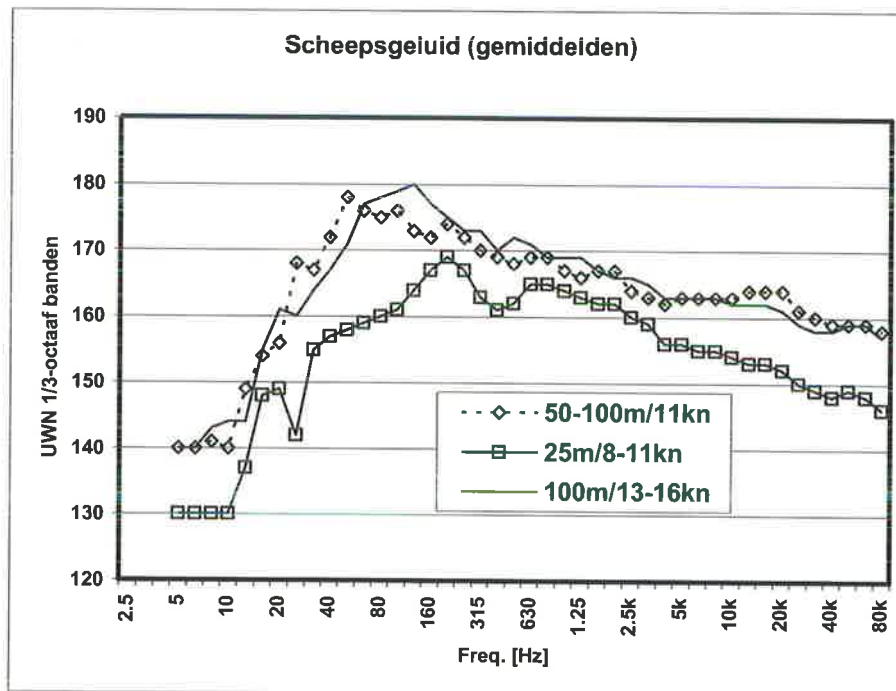
Tabel 45: voorgestelde grenswaarden voor het L_{eq} van continu geluid – waaronder scheepsgeluid – in relatie tot 'avoidance' (gewogen niveaus)

	Grenswaarde voor 'avoidance'	Eenheid (gewogen)
Bruinvissen	102	dBw re $1 \mu\text{Pa}^2$
Zeehonden	105	dBw re $1 \mu\text{Pa}^2$

Scheepsgeluid

De spreiding in de niveaus van afgestraald scheepsgeluid is groot. Figuur 24 geeft een willekeurig voorbeeld. De spectra (Verboom, ongepubliceerde data) zijn gemeten volgens militaire normen (STANAG 1136). Het betreft hier lineair gemiddelde bronniveaus van willekeurige, kleine koopvaardij schepen, n.l.:

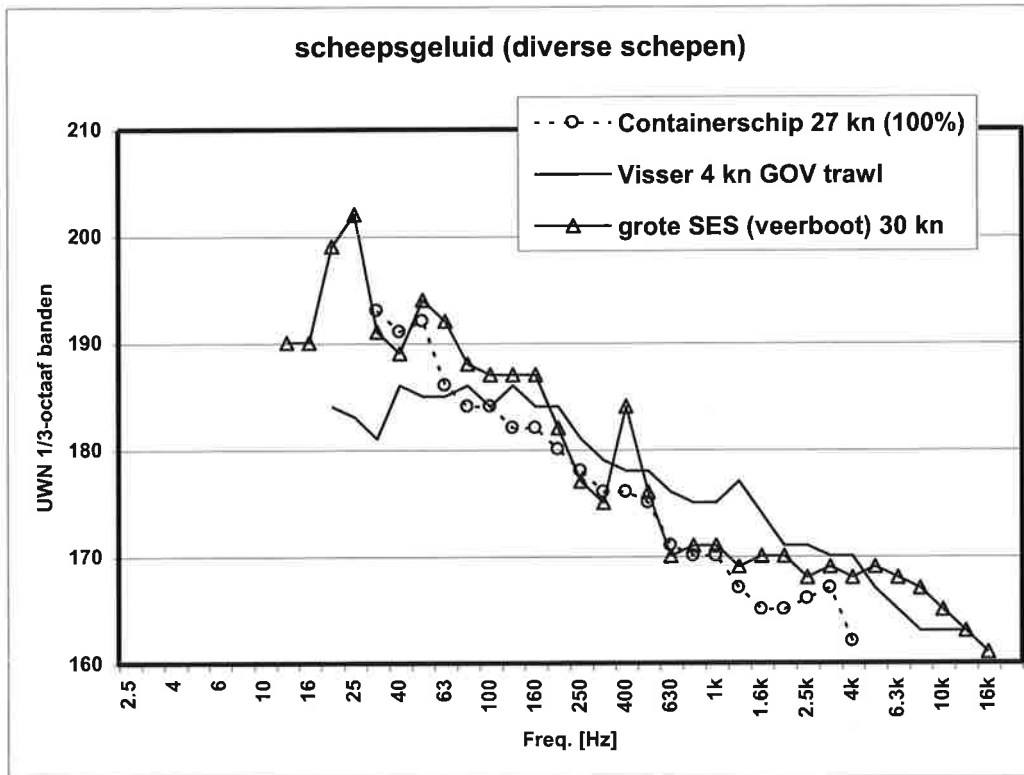
- schepen met een lengte tussen 50 – 100 m, snelheid van 11 knoop (n = 6);
- schepen met een lengte van 25 m, snelheid 8 – 11 knoop (n = 5);
- schepen met een lengte van 100 m, snelheid 13 – 16 knoop (n=6).



Figuur 24: de gemiddelde bronniveaus (L_{eq}) van diverse schepen, gemeten volgens militaire standaards, in 1/3-octaf bandbreedte en in dB re $1 \mu\text{Pa}^2 \text{m}^2$.

Een ander voorbeeld wordt gegeven in figuur 25 waarin het bronniveau van de volgende schepen wordt getoond:

- Containerschip, varend op max. snelheid (27 knoop);
- Visserijschip met uitgevoerde GOV trawl (4 knoop);
- Grote SES-veerboot voor 750 pass. en 250 auto's (30 knoop).

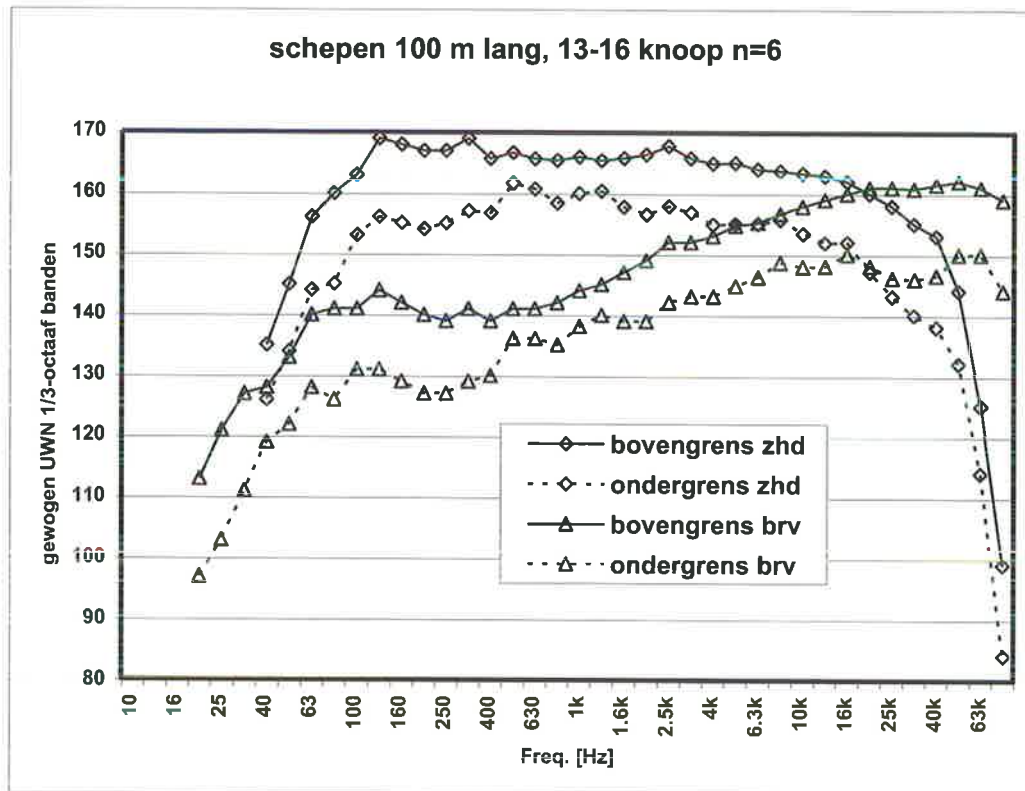


Figuur 25: de gemiddelde bronniveaus (L_{eq}) van diverse schepen, gemeten in 1/3-octaf bandbreedte en in dB re $1 \mu\text{Pa}^2 \text{m}^2$.

Geconcludeerd kan worden dat het maximum van scheepsgeluid (gemeten in tertsbanden) rond 190 dB, bij een frequentie rond 80 Hz, ligt. Aangezien er geen geluidgegevens bekend zijn van de diverse typen schepen die betrokken zijn bij de aanleg, exploitatie en afbraak van windmolenparken, worden hierna schepen van 100 m lengte, varend met 13 – 16 knoop als uitgangspunt voor de berekening van de verstoring van Bruinvissen en zeehonden gehanteerd.

Verstoring van Bruinvissen en zeehonden door scheepsgeluid

In figuur 26 wordt het spreidingsgebied getoond van 6 koopvaardijsschepen met een lengte van ca. 100 m, varend tussen 13 en 16 knoop. De spectra zijn gemeten volgens militaire normen (STANAG 1136) en daarna gewogen voor het gehoorfilter van de zeehond en de Bruinvis. Corresponderende bronniveaus worden gegeven in tabel 46. Duidelijk is te zien dat voor de zeehond het gebied tussen 100 Hz en 10 kHz bepalend is voor het door het dier, ontvangen niveau. Voor de Bruinvis is dit echter het gebied rond 50 kHz.



Figuur 26: spreidingsgebied van het uitgestraald geluid van 6 koopvaardijsschepen met een lengte van ca. 100 m en een vaarsnelheid tussen 13 – 16 knoop. Voor zeehond en Bruinvis gewogen bronniveau in 1/3-octaf banden en in dB re 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{m}^2$.

Tabel 46: spreidingsgebied van scheepsgeluid (schepen ca. 100 m lang, 13-16 knoop, n=6). Bronniveau in dB re 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{m}^2$, breedband en gewogen voor zeehond en Bruinvis

	Breedband	Zeehond gewogen	Bruinvis gewogen	Avoidance radius zeehond	Avoidance radius Bruinvis
Bovengrens	195	180	171	4800 m ¹⁾	2800 m ¹⁾
Ondergrens	182	171	159	1700 m ¹⁾	800 m

1) Omdat het gebruikte propagatiemodel bij afstanden groter dan 1 km minder nauwkeurig is, zijn de afstanden richtwaarden.

Bij de berekening werd uitgegaan van redelijk hoge scheepsgeluidsniveaus (overigens niet van de hoogst mogelijke waarden!). In dat licht bezien lijken de resultaten niet onrealistisch. Bekend is dat Bruinvissen luidruchtige schepen niet op korte afstand naderen; voor zeehonden zijn geen gegevens in de literatuur bekend om deze resultaten te kunnen controleren.

BIJLAGE IX. EFFECTEN VAN HEIEN OP VISLARVEN

Bij de toepassing van het vislarven-model in de locatiespecifieke Passende Beoordelingen wordt een berekening gemaakt van de effecten van heien op de aanvoer van larven van Schol, Tong en Haring naar de Natura 2000-gebieden Voordelta, Noordzeekustzone en Waddenzee. Het model berekent de gevolgen van een opgelegde sterfte van larven als gevolg van het heien op een bepaalde locatie. De modeltoepassing is gelijk aan de werkwijze ontwikkeld voor de Generieke Passende Beoordeling²⁵.

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

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

De bovengenoemde discussiepunten worden hieronder besproken.

Geluidsniveaus waarbij (directe of indirecte) sterfte van vislarven optreedt

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

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

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

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

²⁵ Elders ook wel aangeduid als Handreiking voor het opstellen van locatiespecifieke Passende beoordelingen voor windturbineparken op de Noordzee: Development of a framework for Appropriate Assessments of Dutch offshore windfarms (Prins *et al.* 2008).

would be relevant to pile driving and the characteristic sound transmitted through water and substrate.”

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

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

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

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

Als voorlopige richtlijn geven de auteurs een drempelwaarde voor SEL van ca 193 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2 \cdot \text{s}$ voor vissen van 0.01 gram (NB SEL = "Sound exposure level", dat is gedefinieerd als het niveau dat gedurende 1 seconde dezelfde akoestische energie heeft als de kortstondige geluidspuls, en wordt uitgedrukt in dB re 1 $\mu\text{Pa}^2 \cdot \text{s}$.)

In de GPB wordt ook verwezen naar een rapport van Thomsen *et al.* (2006) dat is opgesteld in opdracht van COWRIE. Zij baseren zich op dezelfde studies als boven beschreven, en concluderen dat meer onderzoek nodig is om uitspraken te kunnen doen over de omvang van schadelijke effecten van heien.

In 2006 werd een document opgesteld door Popper *et al.* (2006) waarin een voorstel werd gedaan voor interim criteria voor blootstelling van vissen aan heien, gebaseerd op expert judgment en bestaande literatuur. Het stuk geeft aan dat er nog discussie mogelijk is over de geschiktheid van verschillende metrieken om het geluid te karakteriseren. Op basis van een aantal overwegingen stellen de auteurs voor een conservatieve waarde vast te stellen voor SEL van 187 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2 \cdot \text{s}$. Voor piekbelastingen wordt als grenswaarde 208 dB re 1 $\mu\text{Pa}_{\text{peak}}$ voorgesteld. Deze waarden hebben betrekking op een enkele heislag, niet op het cumulatieve effect van meerdere slagen in korte tijd, d.w.z. met een interval van minder dan een minuut.

In een memo van Carlson *et al.* (2007) wordt een update gegeven van de criteria van Popper *et al.* (2006), gebaseerd op een review door Hastings (2007) van recente onderzoeksresultaten (o.a. Govoni *et al.*, 2008). In deze update wordt als grenswaarde voor het optreden van schade aan weefsels bij vis van minder dan 0.5 gram de waarde voor cumulatieve SEL van 183 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2 \cdot \text{s}$ voorgesteld (NB Cumulatieve SEL wordt berekend uit $\text{SEL}_{\text{cum}} = 10 \cdot \log(\text{aantal heislagen}) + \text{SEL}_{1 \text{ slag}}$).

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

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

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

Geproduceerde geluidsniveaus en verspreiding en uitdoving van het geluid bij heien

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

- De bronsterkte bij heien is 225 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (Figuur 8.1 in GPB) of hoger bij gebruik van grotere diameter heipalen;
- Bij heien voor Q7 van 4 m diameter monopiles was de SEL tot op een afstand van enkele honderden meters hoger dan 183 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$;
- Er is onzekerheid over de uitdoving van het geluid, meest waarschijnlijke aanname is een uitdoving tussen $-15\log(R)$ en $-20\log(R)$ (rapport Seamarco 1-2008);
- De SEL op 1000 meter afstand van de heilocatie overschrijdt de waarde van 187 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ bij een bronsterkte van 247 dB en een uitdoving volgens $-20\log(R)$, en bij een bronsterkte van 232 dB met een uitdoving volgens $-15\log(R)$;
- De cumulatieve SEL zal, afhankelijk van de heifrequentie, zeker nog enkele dB hoger zijn.

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

BIJLAGE X. TOELICHTING DOORWERKING REDUCTIE LARVENAANVOER

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

Hierbij zijn de volgende stappen genomen (zie ook tekst Hoofdstuk 7, paragraaf 7.2)

1. De reductie van de larvenaankomst zoals afkomstig uit het model is voor haring, schol en tongingevoerd in de bovenste rij
2. Van de andere soorten is uitgegaan van een doorvertaling zoals berekend voor een van deze drie soorten, of een mengvorm ervan. Zandspiering, sprot en wijting zijn doorvertaald als haring, grondels kennen geen effect, schar is doorvertaald voor 50% als haring en voor 50% als schol, op meerjarige soorten is geen effect aangenomen.
3. Voor de doorvertaling van larven naar juvenielen is de reductie genomen zoals uiteengezet in tabel 20, par. 7.1.2
4. De samenstelling van het voedsel is bepaald door wat de vogels en zeezoogdieren gemiddeld eten. Voor de sterns en de Kleine mantelmeeuw is uitgegaan van 35% Haring, 35% Noordse zandspiering, 20% Sprot en 10% Kleine zandspiering. De Gewone zeehond eet 1/3 Sprot, 1/3 Wijting en 1/3 meerjarige vis, de Bruinvis eet de helft Grondels, een kwart Noordse zandspiering, en voor het overige een kwart van een mengsel van Schol, Bot, Schar en Tong. Zie ook tabel 21, paragraaf 7.2.1.
5. Voor de doorvertaling van reductie van het voedsel van de dieren naar de reproductie is een factor 0,8 genomen. Voor de uitleg zie paragraaf 7.1.2.
6. Tot slot is het effect op de reproductie gedeeld door de gemiddelde levensverwachting van de dieren voor een schatting van het populatie-effect. Grote stern: 9 jaar, Visdief: 12 jaar, Noordse stern: 13 jaar, Kleine mantelmeeuw: 15 jaar, Gewone zeehond (vrouwje): 20 jaar en Bruinvis: 10 jaar.

Rijnveld Oost

Worst-
case
Vissoort

reductie larven	Haring	Noordse		Kleine		meerjarige				
		Zandspiering	Zandspiering	Zandspiering	Zandspiering	Schar	vis			
Grote stern	12%	12%	1%	12%	0%	2%	1,0%	2%	7%	0%
Visdief	12%	12%	1%	12%	0%	2%	1,0%	2%	7%	0%
Noordse stern	12%	12%	1%	12%	0%	2%	1,0%	2%	7%	0%
KI mantel	12%	12%	1%	12%	0%	2%	1,0%	2%	7%	0%
Zeehond	12%	12%	1%	12%	0%	2%	1,0%	2%	7%	0%
Bruinvis	12%	12%	1%	12%	0%	2%	1,0%	2%	7%	0%

Populatiedynamiek

reductie juvenielen	Haring	Noordse		Kleine		meerjarige		Reductie		Delen door LV			
		Zandspiering	Zandspiering	Zandspiering	Zandspiering	samenstelling	doorvertaling reproductie						
Grote stern	8%	8%	1%	4%	0%	2%	1,0%	2%	0,7%	0%	7%	5%	0,6%
Visdief	8%	8%	1%	4%	0%	2%	1,0%	2%	0,7%	0%	7%	5%	0,4%
Noordse stern	8%	8%	1%	4%	0%	2%	1,0%	2%	0,7%	0%	3%	3%	0,2%
KI mantel	8%	8%	1%	4%	0%	2%	1,0%	2%	0,7%	0%	7%	5%	0,3%
Zeehond	8%	8%	1%	4%	0%	2%	1,0%	2%	0,7%	0%	3%	2%	0,1%
Bruinvis	8%	8%	1%	4%	0%	2%	1,0%	2%	0,7%	0%	2%	2%	0,2%

Noot: hier wordt uitgegaan van de maximale afname zoals gesignaleerd in Noordzeekustzone (max. 12%). In Wad en Voordelta lager (max. 7%).



