Bijlage 1

Nadere omschrijving voornemen

1 Nadere omschrijving voornemen

De volgende paragrafen beschrijven de onderdelen van het voornemen in meer detail:

- Individuele turbines;
- Turbineopstellingen;
- Type funderingen;
- Aanlegwijzen funderingen;
- Elektrische infrastructuur;
- Innovaties.

De afmetingen van de te onderzoeken turbines uit het voornemen en de verschillende funderingsvormen, hei-energieën, aanlegwijzen en kenmerken van de elektrische infrastructuur zijn in onderstaande tabel 1.1 samengevat. Het gaat om minimale en maximale afmetingen etc. en betreffen dan ook een bandbreedte.

Tabel 1.1 Bandbreedte turbines, funderingswijzen en elektrische infrastructuur

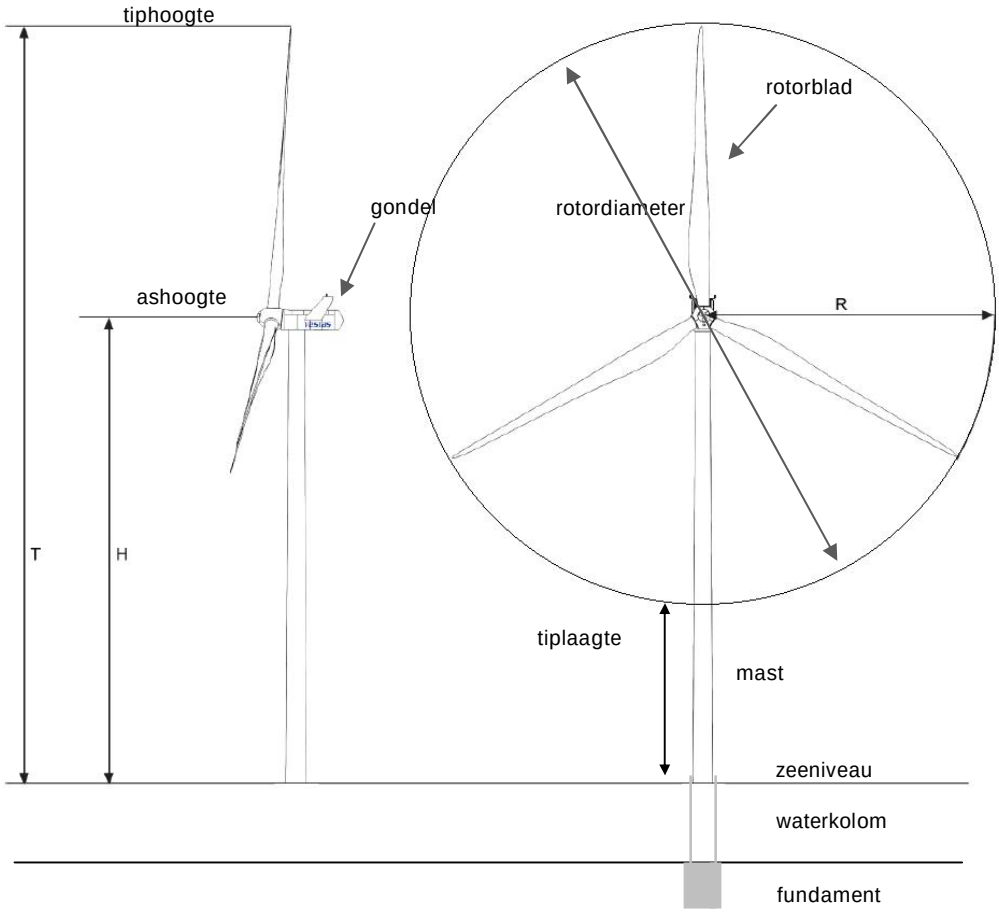
Onderwerp / variabele	Bandbreedte
Vermogen individuele windturbines	4 – 10 MW
Tiphoogte individuele windturbines	141 – 251 meter
Tiplaagte individuele windturbines	25 – 30 meter
Rotordiameter individuele windturbines	116 – 221 meter
Onderlinge afstand tussen windturbines	Minimaal 4x rotordiameter
Aantal bladen per windturbine	2 – 3
Type funderingen (substructures)	Monopile, jacket, tripile, tripod, gravity based structure
Type fundering (foundation)	Paalfunderingen, suction buckets, gravity based structures
Aanlegwijze paalfunderingen	Intrillen, heien, boren, suction
In geval van heien van fundering: hei-energie gerelateerd aan turbinetype / heipaal	1.000 – 3.000 kJ, afhankelijk van bodemcondities en diameter fundering
In geval van heien van fundering: diameter funderingspaal/-palen en aantal palen per turbine:	
Jacket	4 palen van 1,5 – 3,5 meter
Monopile	1 paal van 4 tot 10 meter
Tripod	3 palen van 2 tot 4 meter
In geval van een fundering zonder heien: afmetingen op zeebodem:	
Gravity Based	Tot maximaal 40 x 40 meter
Suction Bucket	Diameter bucket: 15-20 meter
Elektrische infrastructuur (inter-array bekabeling)	66 kV

1.1 Individuele turbines

Het voornemen bestaat uit turbines met een vermogen van 4 tot en met 10 MW. De belangrijkste onderdelen van een windturbine zijn, ongeacht het type;

- de rotorbladen;
- de gondel waarin de generator zich bevindt, en;
- de mast;
- het fundament.

Deze onderdelen worden in figuur 1.1 weergegeven.



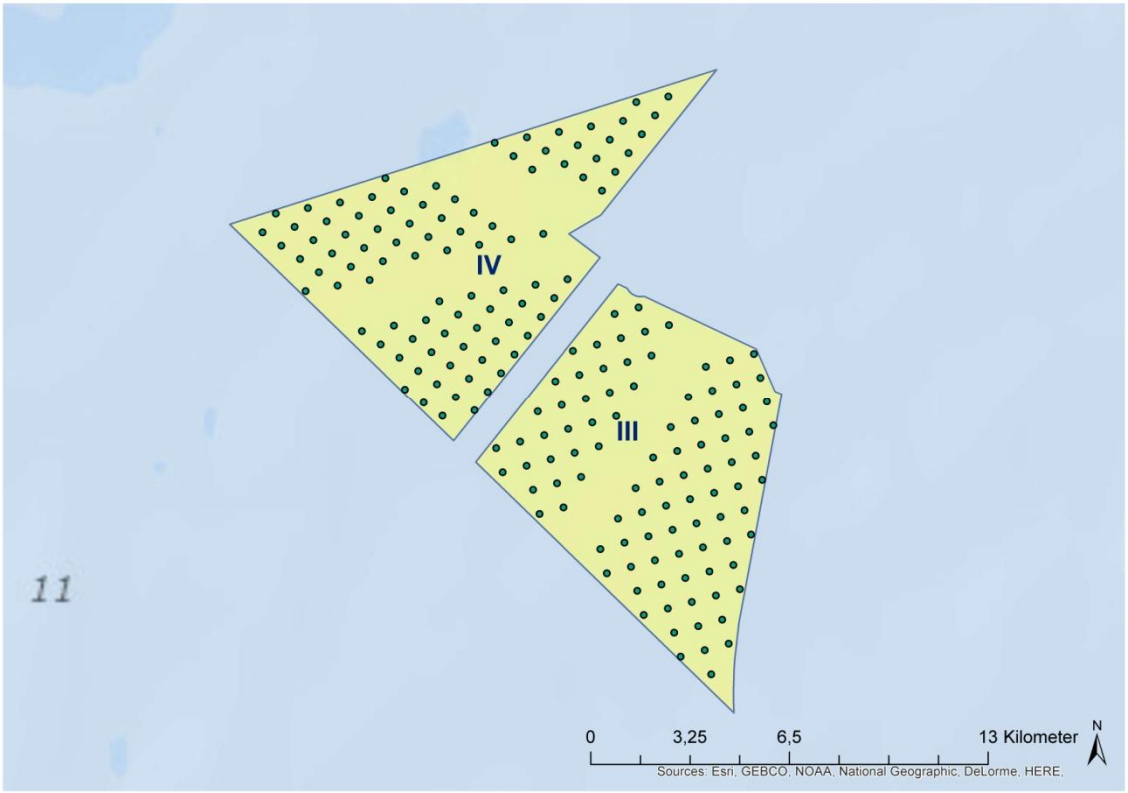
Figuur 1.1 Onderdelen windturbine (Bron: Vestas, 2011)

De afmetingen van de te onderzoeken turbines zijn in tabel 1.1 samengevat. Het gaat om minimale en maximale afmetingen en betreffen dan ook een bandbreedte.

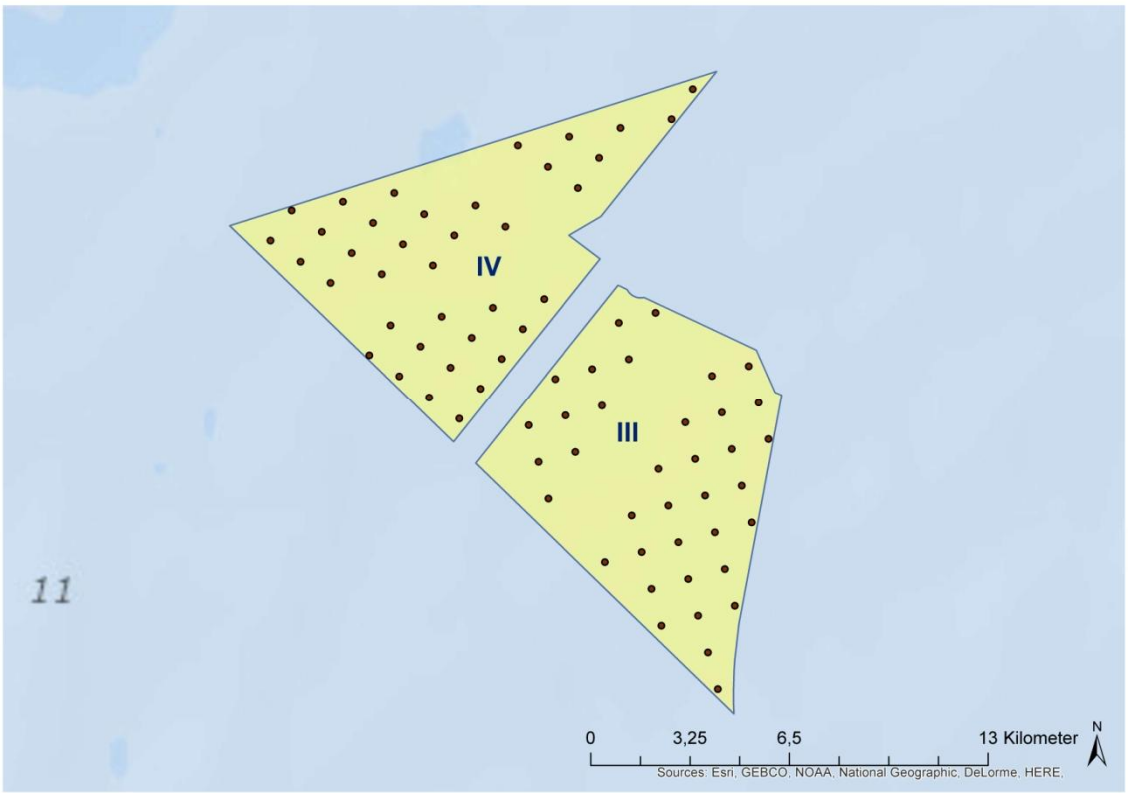
1.2 Turbineopstellingen

Voor een aantal effecthoofdstukken is het relevant om concrete opstellingen van windturbines te bepalen, alvorens de effecten te kunnen beschrijven. Dit geldt bijvoorbeeld voor het hoofdstuk voor scheepvaartveiligheid. Er wordt een opstelling onderscheiden met 95 turbines van 4 MW en een opstelling van 38 turbines van 10 MW. Het uitgangspunt is namelijk 380 MW per kavel en deel je 380 door 4 of 10 MW, dan resulteert dat in een aantal turbines. Ten behoeve van het MER zijn opstellingen bepaald waarbij primair is uitgegaan van een gelijkmatige verdeling van turbines over de kavel. In de volgende figuren zijn de opstellingen weergegeven. Niet-gelijkmatige opstellingen zijn vanwege het negatieve effect op de elektriciteitsopbrengst (windturbines staan dan soms dichterbij elkaar) en belasting op de turbines (windaanbod is minder

constant) minder wenselijk en hebben geen grote milieu-voordelen. Derhalve zijn niet-gelijkmatige opstellingen verder niet beschouwd.



Figuur 1.2Opstelling met 95 turbines van 4 MW

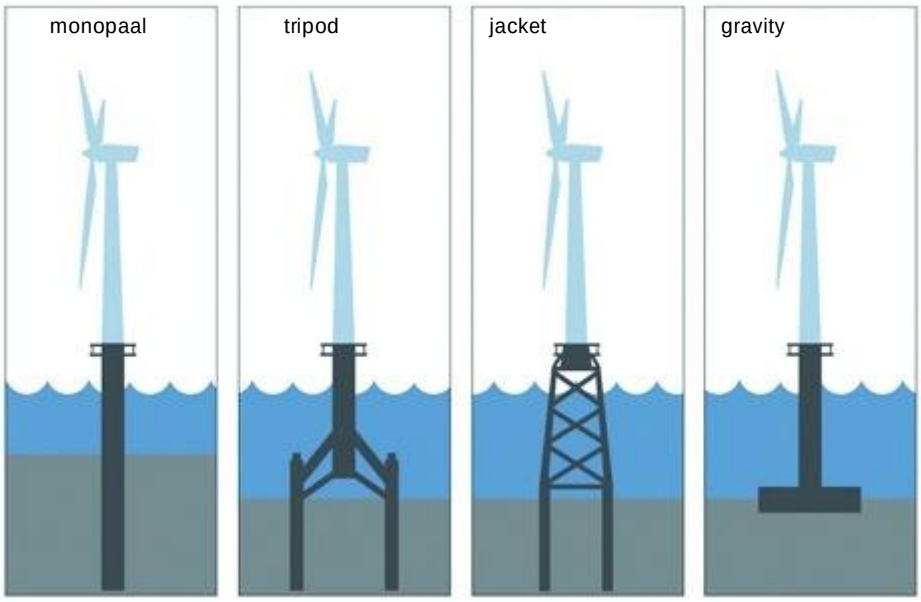


Figuur 1.3Opstelling met 38 turbines van 10 MW

1.3 Type funderingen

De volgende type funderingen kunnen gebruikt worden voor de te plaatsen turbines (zie figuur 1.4, 1.5 en 1.6):

- Monopaal;
- Tripile;
- Tripod;
- Jacket;
- Gravity based;
- Suction bucket.



Figuur 1.4Type funderingen[1]. Suction bucket en tripile worden later verbeeld.

De diepte van de funderingen is afhankelijk van onder meer het turbinetype, de waterdiepte en de bodemgesteldheid. Bij de monopaal, tripile, tripod en jacket ligt de diepte van de funderingen tussen de 30 en 50 meter.

1.3.1 Monopaal

Dit fundatietype is over het algemeen geschikt voor ondiep water tot middelgrote waterdiepten (tot ongeveer 40 meter diepte). Het bestaat uit één enkele stalen paal die met een hydraulische hamer in de grond wordt gedreven. De dikte en de diameter van de paal zullen in het algemeen toenemen met de waterdiepte waarin deze geplaatst wordt en met de grootte van de windturbine. De monopaal is de meest gebruikte fundatietechniek voor offshore windturbines.

1.3.2 Jacket

Het jacket is een constructie die de windturbine draagt, welke veelal gebruikt wordt voor offshore platforms. Het bestaat uit meerdere palen die in de zeebodem staan en die met een aantal verbindingen met elkaar zijn verbonden, waar bovenop de windturbine wordt geplaatst. De grootte van het jacket is afhankelijk van de waterdiepte en de turbine.

1.3.3 Tripod

Een tripod kan het best vergeleken worden met het driepotige statief van een fotocamera. De centrale koker (turbinepaal) vormt de basis voor de turbine en deze paal wordt ondersteund door drie fundatiepalen die de turbinepaal dragen. De constructie bevindt zich onder het wateroppervlak. Dit type fundatie is vooral geschikt voor diep water.

[1] http://www.theengineer.co.uk/in-depth/the-big-story/wind-energy-gets-serial/1012449.article)

1.3.4 Tripile

De tripile is vergelijkbaar met de tripod, met het verschil dat de constructie van de 3 fundatiepalen zich boven water bevindt.



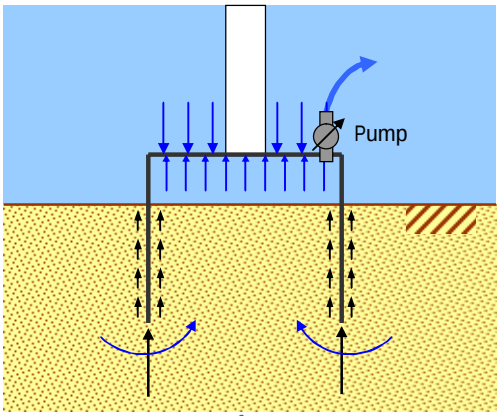
Figuur 1.5Voorbeeld van een tripile fundatie[2]

1.3.5 Gravity Based

Dit fundatietype is geschikt voor plaatsen met een stabiel zeebed en vaste grondmaterialen. De fundatie heeft een basis van beton of van een staalconstructie die met stenen, zand of water wordt gevuld. Voorafgaand aan de plaatsing van de basis op de zeebodem kan een laag van rotsen/stenen worden aangebracht, waarop deze basis geplaatst wordt. Waar de waterdiepte of de geologie monopiles ongeschikt maken, zijn “gravity based” fundaties een goed alternatief. De diameter van de gravity based is afhankelijk van het turbinetype dat geplaatst wordt.

1.3.6 Suction bucket

Een suction bucket is een cilindrische constructie waarvan de bovenkant is afgesloten (omgekeerde emmer, zie figuur 1.6). Een suction bucket wordt geïnstalleerd door het op de zeebodem te plaatsen en vervolgens een pomp te activeren die water uit de bucket verwijderd waardoor de bucket zich vastzuigt en in de bodem dringt. Bovenop de suction bucket wordt de turbinepaal gemonteerd.



Figuur 1.6Suction bucket[3]

Er zijn ook drijvende turbinefundaties, die met ankers op hun plek worden gehouden. Deze verkeren echter anno 2015 nog in een testfase en zijn geschikt voor diepere wateren en daardoor voor Borssele minder reëel.

[2] http://www.bard-offshore.de/en/projects/nearshore/hooksiel.html

[3] Aanvraag wijzigingsvergunning windpark Q10/Luchterduinen, Pondera Consult, 29 februari 2012

1.4 Aanlegwijze paalfunderingen

De beschreven funderingen die gebruik maken van palen, te weten monopaal, jacket, tripile, tripod of suction bucket, kunnen op verschillende wijzen worden aangelegd:

- Intrillen;
- Heien;
- Boren;
- Suction.

1.4.1 Intrillen

Door trilapparaten te bevestigen bovenop de funderingspaal, die aan een kraan hangt, kan door middel van trillingen de funderingspaal de grond in worden gebracht. Terwijl de paal langzaam neergelaten wordt zorgen de trillingen ervoor dat de paal onder zijn eigen gewicht in de bodem zakt. Specifieke combinaties van trillingsfrequentie en energie zijn nodig voor verschillende paalafmetingen en grondcondities. Voor palen met grote diameter kunnen in plaats van één groot trilapparaat enkele kleinere apparaten gezamenlijk worden toegepast. Trillen is een gebruikelijke methode om damwanden te installeren in een stedelijke omgeving.

1.4.2 Heien

Afhankelijk van de bodemcondities en de diameter van de fundering wordt de benodigde energie voor het heien bepaald. Deze ligt tussen maximaal 1.000 tot 3.000 kJ per paal. Deze heienergie is relevant als het gaat om het in beeld brengen van de gevolgen van onderwatergeluid.

1.4.3 Boren

Twee varianten zijn te onderscheiden bij het boren, namelijk variant 1 waarbij eerst een gat wordt geboord waarna de fundatiepaal wordt geplaatst, en variant 2 waarbij van binnenuit een monopile wordt geboord. Een voordeel van boren is dat minder geluid wordt gegeneerd dan bij heien.

1.4.4 Suction

Een suction bucket wordt geïnstalleerd door het op de zeebodem te plaatsen en vervolgens een pomp te activeren die water uit de bucket verwijderd. Hierdoor wordt een drukverschil opgewekt wat resulteert in een neerwaartse kracht. Hierdoor wordt de suction bucket in de zeebodem gedrukt. Wanneer de pomp is uitgeschakeld wordt de fundering ondersteund door wandwrijving en draagkracht op de onderrand van de bucket, waardoor samen voldoende draagkracht wordt gemobiliseerd. De offshore olie- en gasindustrie heeft uitgebreide ervaring met suction buckets. Een voordeel van suction is dat er minder geluid wordt gegenereerd dan bij heien. Monopalen, tripods, tripiles en jackets kunnen door middel van suction buckets geïnstalleerd worden.

1.5 Elektrische infrastructuur

De inter-array bekabeling, dat wil zeggen de kabels binnen het windpark tussen de turbines en het nabijgelegen transformatorstation van TenneT op zee kan uitgevoerd worden op een spanningsniveau van 33 kV of 66 kV. In het laatste geval zijn minder kabels nodig, omdat meer turbines op één kabel aangesloten kunnen worden. De uitvoering met 33 kV kabels zorgt daardoor voor meer bodemberoering. In het MER wordt uitgegaan van 66 kV kabels.

1.6 Innovaties

De volgende innovaties worden in dit MER beschouwd op milieu-effecten. Deze innovaties vallen binnen de bandbreedte die in tabel 1.1 is aangegeven.

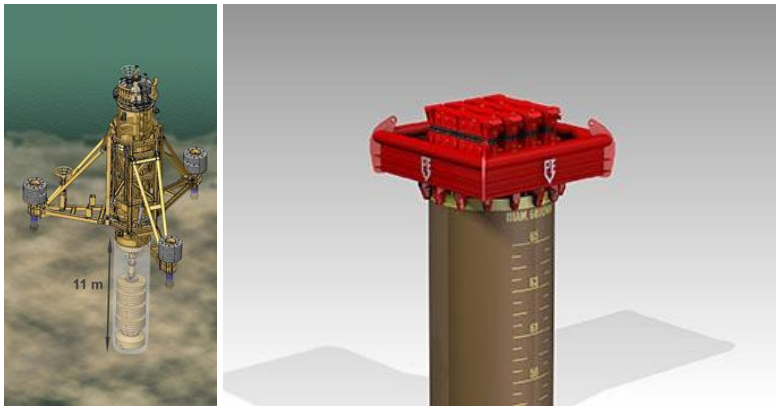
1.6.1 Getrilde en geboorde palen

Conventionele aanpak

In de huidige installatiepraktijk voor offshore windturbinefundaties worden funderingspalen meestal in de zeebodem geheid met behulp van hydraulisch aangedreven heihamers. Deze methode is effectief, maar levert hoge geluidsniveaus op, met potentieel schadelijke gevolgen voor het mariene milieu.

Alternatieve oplossingen

In plaats van het heien van funderingspalen tot de gewenste diepte, kunnen palen ook worden geïnstalleerd door te boren of door te trillen. Dit zijn echter nog geen alom toegepaste technieken waardoor deze als innovatief beschouwd worden.



Figuur 1.6Links: boren / drilling[4]. Rechts; trillen / vibro-driving[5]

Boren

Een gat wordt geboord op de gewenste locatie door middel van een boor die vanaf een installatievaartuig wordt bediend. De paal kan vervolgens in het ontstane gat worden neergelaten. Een alternatieve aanpak kan worden gekozen door de paal met de onderkant op de zeebodem te plaatsen, waarna de boor in de paal wordt afgezakt. Een gat wordt geboord door de paal heen, terwijl de paal langzaam wordt neergelaten in de ontstane ruimte. Gedurende de booractiviteit wordt de paal verticaal gehouden met behulp van een uitlijningsgereedschap. Vervolgens wordt de paal verankerd in de bodem door grout (soort cement/beton) te injecteren tussen de paal en de omringende grond. Tijdens het uitharden moet de paal op zijn plaats gehouden worden om de verticaliteit van de paal te garanderen. Wanneer een funderingspaal wordt geïnstalleerd door middel van boren kunnen secundaire stalen onderdelen (bijvoorbeeld access systems) direct worden bevestigd aan de paal voorafgaand aan de installatie. Ook de flens waar de mast van de turbine op wordt gemonteerd kan direct worden bevestigd op de funderingspaal. In dat geval is geen transitiestuk nodig, waardoor het aantal handelingen offshore kan worden beperkt.

Een voordeel van het boren is dat minder geluid wordt gegenereerd dan bij het heien van funderingspalen. Ook vormt de mogelijke aanwezigheid van grote keien in de bodem een minder groot probleem voor de installatie dan bij het heien van palen.

[4] BSD 3000. Bron: Bauer Renewables ltd.

[5] Giant 2000M. Bron: ICE Vibro

Trillen

Een ander mogelijk alternatief is de funderingspaal de bodem in te trillen. Dit kan door trilapparaten te bevestigen bovenop de funderingspaal. Deze apparaten hangen aan een kraan en trillen de funderingspaal de grond in. Terwijl de paal langzaam neergelaten wordt zorgen de trillingen ervoor dat de paal onder zijn eigen gewicht in de bodem zakt. Om deze handeling te kunnen uitvoeren, zijn specifieke combinaties van trillingsfrequentie en energie nodig. Deze zijn afhankelijk van de paalafmeting en de grondcondities. Voor palen met grote diameter kunnen in plaats van één groot trilapparaat enkele kleinere apparaten gezamenlijk worden toegepast.

Het voordeel van trillen is dat minder geluid wordt gegenereerd dan bij het heien van de funderingspalen.

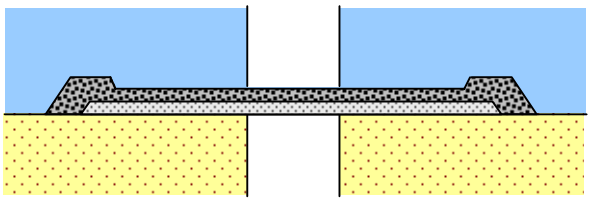
1.6.2 Erosiebescherming

Conventionele aanpak

Het installeren van een funderingspaal op zee resulteert in bodem-erosie in de directe omgeving van deze paal. Er is namelijk sprake van stroming rondom de funderingspaal en hierdoor verdwijnt zand van de bodem in de directe omgeving van de paal. Dit zand wordt meegenomen in de stroomversnelling die ontstaat rondom de funderingspaal. De diepte van het resulterende erosiegat (scour-gat) kan tot ongeveer 1,3 maal de diameter van de funderingspaal bedragen. De vorming van een scour-gat resulteert in een grotere ongesteunde lengte van de constructie en een kleinere ingebedde lengte van de funderingspaal. Dit doet afbreuk aan de stabiliteit van de fundering en dus de windturbine.

Om deze effecten te voorkomen wordt veelal gebruik gemaakt van erosiebescherming. Dit bestaat meestal uit stenen die rondom de funderingspaal worden gestort. Deze bescherming wordt vaak in twee lagen toegepast;

- een filterlaag om het zand op hun plaats te houden, en;
- een pantserlaag om de filterlaag te beschermen en op zijn plaats te houden.



Figuur 1.7Conventionele erosiebescherming (in het midden de funderingspaal en daaromheen de erosiebescherming).

Het toepassen van deze erosiebescherming is duur, vanwege de aanvullende offshore handelingen die worden verricht. Daarnaast is het lastig om de erosiebescherming op de juiste plaats te krijgen.

Alternatieve oplossing

In plaats van het toepassen van erosiebescherming door middel van steenstortingen kunnen twee alternatieve oplossingen worden toegepast. De eerste gaat uit van het niet toepassen van erosiebescherming, terwijl de tweede oplossing poogt het proces van erosie te beïnvloeden en daardoor de vorming van een scourgat tegen te gaan.

Geen erosiebescherming

De oplossing van het niet toepassen van erosiebescherming is eenvoudig. Er is geen steenstorting nodig vòòr, tijdens of na het installatieproces. De vorming van een scourgat wordt toegelaten en de funderingspaal wordt zodanig ontworpen dat deze de additionele belastingen kan weerstaan en dat voldoende ingebedde lengte van de fundering gegarandeerd is wanneer het scourgat zich volledig ontwikkelt.

Het grootste voordeel van het niet toepassen van erosiebescherming is dat de kosten voor het steenstorten kunnen worden bespaard, zowel met betrekking tot de materiaalkosten als voor de offshore handelingen.

Alternatieve erosiebescherming
Bij de alternatieve erosiebescherming worden grote lappen met verticale stroken van flexibel materiaal rondom de funderingspaal geplaatst, waardoor een veld van “kunstmatig zeewier” wordt gevormd. De aanwezigheid van de stroken reduceert de snelheid van het water dat er tussendoor stroomt, waardoor gronddeeltje uit suspensie vallen en op de lappen tussen de stroken terechtkomen. Terwijl dit proces optreedt, komt er meer grond terecht op de lappen waardoor de gedeelten van de stroken die blootgesteld zijn aan de stroming steeds korter worden. Als gevolg daarvan worden de stroken minder effectief waardoor sommige gronddeeltjes weer door de stroming worden opgepakt van de zeebodem rondom de paal, waarbij het niveau van de zeebodem in de directe nabijheid van de paal weer daalt. Een dynamisch evenwicht volgt, wat leidt tot een min of meer stabiel niveau van de zeebodem rondom de paal.

De toepassing van alternatieve erosiebescherming is mogelijk goedkoper dan conventionele erosiebescherming.



Figuur 1.8 Links: geen erosiebescherming. Rechts: alternatieve erosiebescherming

1.6.3 Slip-joint

Conventionele aanpak
De huidige aanpak voor het aanbrengen van een verbinding tussen een transitiestuk en een reeds geïnstalleerde funderingspaal is door middel van een grout-verbinding. In deze installatieprocedure wordt het transitiestuk horizontaal uitgelijnd door het activeren van hydraulische krikken in het transitie stuk. Vervolgens wordt de ruimte tussen het transitiestuk en de funderingspaal opgevuld met grout. Om er zeker van te zijn dat afdoende hechting wordt gerealiseerd, wordt het transitiestuk 8 tot 12 uur op de plaats gehouden terwijl de grout uithardt. Na deze initiële periode kan het transitiestuk worden losgelaten, maar de grout moet nog 28 dagen uitharden voordat de volledige capaciteit van de verbinding kan worden benut.

In de afgelopen jaren is ontdekt dat transitiestukken in diverse offshore windparken enkele centimeters zijn gezakt ten opzichte van de funderingspalen, hetgeen aangeeft dat de groutverbinding onvoldoende axiale draagkracht bezit. In reactie hierop is in het kader van een Joint Industry Project (JIP) de aanbevolen ontwerp procedure voor grout-verbindingen met grote diameter herzien. Een van de aanbevelingen van dit JIP is dat de wanden van het transitiestuk en de funderingspaal ter plaatse van de grouтverbinding een kleine hoek met de verticaal maken om zakking te voorkomen mocht de grouтverbinding falen.

Alternatieve oplossing
Om de problemen die ontstaan met de grout-verbinding te omzeilen en om de tijd die benodigd is voor de installatie te verkorten, is een alternatieve oplossing voorgesteld als verbinding tussen het transitiestuk en de funderingspaal: de Slip-Joint. Een Slip-Joint bestaat uit twee conische delen, waarvan het bovenste deel vast zit aan het transitiestuk en het onderste aan de bovenkant van de funderingspaal. De conische delen maken een kleine hoek met de verticaal van ongeveer 1-2°. De afmetingen zijn zodanig gekozen dat het bovenste deel goed op het onderste past. De axiale belasting wordt overgedragen door een combinatie van wrijving ter plaat-

se van het contactoppervlak en door middel van hoepelspanning in de funderingspaal en het transitiestuk.



Figuur 1.9 Links: Slip-Joint principe: 2 omgekeerde bekers Rechts: Dwarsdoorsnede van een Slip-Joint

De Slip-Joint is geenszins een nieuw idee. Er is al een Slip-Joint geïnstalleerd op een operationele onshore wind turbine, onder andere bij Scheveningen. Deze 750 kW WindMaster turbine is sinds 1995 operationeel. Gedurende deze periode is er geen achteruitgang van de verbinding waargenomen.

Het voordeel van de slip-joint verbinding is dat er geen tijd nodig is voor het uitharden van de grout. Dit kan de installatieperiode verkorten. Ook voorkomt het gebruik van een slip-joint verbinding de problemen die bij een conventionele grout-verbinding kunnen optreden: de afname van de axiale draagkracht.

1.6.4 Kabelmonitoring

Ten behoeve van het bewaken van de conditie van de elektriciteitskabels van het windpark kan een signaal door de bestaande glasvezels in de kabels worden gestuurd. Aan de hand daarvan kunnen warmte en trillingen in de kabels worden gedetecteerd. Door vervolgens slimme meet- en regeltechnische hardware te plaatsen op bijvoorbeeld het hoogspanningsstation, kan het eventueel vrijhangen van de kabels worden gedetecteerd. Aan de hand van deze vroegtijdige informatie kan de kabel opnieuw worden ingegraven voordat deze bezwijkt door vrijhangen. Dit monitoringssysteem kan zodoende operationele kosten verlagen en zelfs voorkomen.

1.6.5 Productieoptimalisatie

Door het actief pitchen van bladen (het aanpassen van de hoek van de bladen ten opzichte van de wind) kan de productie per windturbine worden beïnvloed. Door bijvoorbeeld de eerste rij turbines iets uit de wind te draaien zal de productie verminderen maar ook het zog-effect kleiner worden. Hierdoor produceren de opvolgende rijen meer. In totaal kan zo de productie van het gehele windpark met 1 tot 2% worden opgeschroefd.

1.6.6 Slimme toegangssystemen

De conventionele step transfer kan vervangen worden door een slimmer systeem. Met als doel het verbeteren van de veiligheid en/of het verbeteren van de bereikbaarheid van de turbine. Door de hogere bereikbaarheid kunnen turbines eerder worden gerepareerd wanneer nodig en kan de elektriciteitsproductie van het park dus stijgen.

1.6.7 Suction Installed Wind Turbine (SIWT)

De belangrijkste voordelen van het monopile-concept zijn de relatief lage kosten voor fabricage en het feit dat er in de afgelopen jaren veel ervaring is opgedaan met betrekking tot het ontwerpen, fabriceren en installeren van monopiles. Belangrijke nadelen zijn de additionele offshore handelingen die moeten worden verricht tijdens de installatie van het transitiestuk en het geluid dat tijdens het heien van de funderingspaal wordt geproduceerd.

Alternatieve oplossing

Er is een alternatieve oplossing voor de monopile ontwikkeld: de “Suction Installed Wind Turbine” (SIWT). Dit concept maakt gebruik van een verticale kolom waarop een wind turbine wordt geïnstalleerd. Deze kolom wordt gesteund door twee schoor-elementen die ten opzichte van elkaar een hoek van 90° maken. In plaats van funderingspalen worden zuigankers met grote diameter, zogeheten “suction buckets”, gebruikt (zie paragraaf 1.4.4). In het originele concept wordt de wind turbine voor-geïnstalleerd op de sub-constructie en de gehele constructie wordt in een enkele procedure geïnstalleerd op de bestemde locatie. Het is eveneens mogelijk de constructie op een meer conventionele wijze te installeren en de windturbine pas te installeren als de sub-constructie op zijn plaats staat.

Het voordeel van deze oplossing is dat het een relatief slanke constructie betreft, die voor het grootste deel eenvoudig te fabriceren is. Er dienen slechts een beperkt aantal verbindingen te worden geproduceerd, waardoor kosten worden bespaard in fabricage. Daarnaast is de procedure geluidsarm, aangezien niet geheid hoeft te worden.

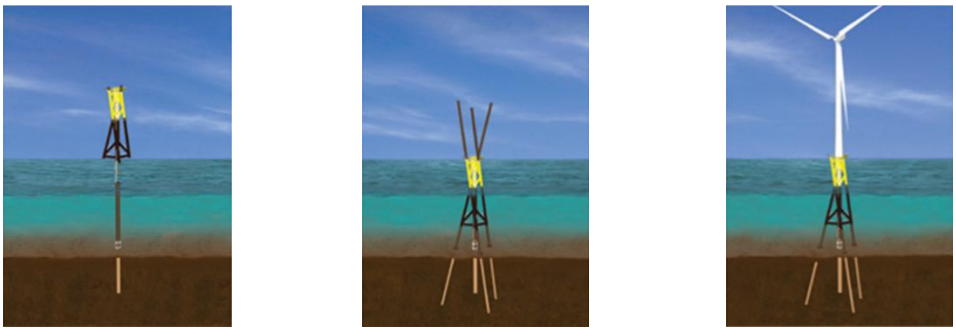
1.6.8 Twisted Jacket / Smart Jacket

Conventionele aanpak

Monopile funderingen voor windturbines zijn minder haalbaar voor waterdiepten groter dan 30 meter. Voor diepere wateren worden momenteel veelal vierbenige jackets toegepast. Deze constructietypes bevatten veel verbindingen, die arbeidsintensief en daardoor duur zijn om te fabriceren.

Alternatieve aanpak ‘Twisted Jacket’

De zogeheten “Inward Battered Guide Structure”, ook wel “Twisted Jacket” genaamd, is een alternatief concept voor een ondersteuningsconstructie. Het bestaat uit een gestandaardiseerd geleidingsstructuur, een centrale funderingspaal of “caisson” en drie additionele funderingspalen. Deze additionele funderingspalen bestaan elk uit twee gedeelten, p1 en p2 genoemd. De geleidingsstructuur zelf bestaat uit een centrale verticale holle buis waaraan drie buizen zijn verbonden door middel van enkele schoren. Deze buizen staan onder een hoek met de verticaal en zijn zodanig georiënteerd dat de assen elkaar niet in een punt snijden. Afbeelding 1.10 toont drie stadia in de installatie van een Twisted Jacket. In de eerste stap wordt de centrale paal in de zeebodem geheid tot de benodigde diepte.



Figuur 1.10 Drie stadia in de installatie van een Twisted Jacket

Vervolgens wordt de geleidingsstructuur over de centrale funderingspaal geplaatst en horizontaal gesteld door middel van hydraulische krikken. De p1 secties van de funderingspalen zijn al in de schuine buizen van de geleidingsstructuur gestoken. Hydraulische klemmen aan de onderkant van de schuine buizen worden gedeactiveerd en de p1 palen glijden naar beneden tot aan de zeebodem. De klemmen worden gereactiveerd om een stabiele situatie te creëren om de geleidingsstructuur vast te grouten aan de centrale paal. Vervolgens worden de p1 palen tot de benodigde diepte geheid met behulp van volgers. Nadat de volgers zijn verwijderd, worden de p2 secties in de schuine buizen geplaatst. De ruimte tussen de buis en de paal wordt over

de gehele lengte opgevuld met grout. Na zetten en uitharden van de grout kan de wind turbine worden geïnstalleerd.

Hoewel de geleidingsstructuur gestandaardiseerd is, is de Twisted Jacket toch geschikt voor verschillende waterdiepten en variërende grondgesteldheden. Daartoe hoeven slechts de centrale funderingspaal en de p1 palen specifiek worden ontworpen voor de lokale condities.
Aan de bovenzijde van de geleidingsstructuur zit een composiet constructie van staal en beton met een grote diameter, waarop de mast van de wind turbine wordt gemonteerd. De constructie vormt tevens de overgang naar de kleinere diameter van de centrale buis van de geleidingsstructuur.

Alternatieve aanpak 'Smart Jacket'
Een Smart jacket kan worden gedefinieerd als een vakwerkconstructie waarbij de jacket bestaat uit uniform uitgevoerde buizen en knooppunten. De poten van het jacket zijn doorgaans verbonden door kruisvormige schoor-verbindingen. Indien de kruisverbindingen onder dezelfde hoek worden aangebracht, ontstaan gelijkvormige hoeken in de knooppunten. Wanneer de knooppunten en verbindingen dezelfde diameters en wanddikten hebben kan het fabricage proces (deels) geautomatiseerd worden waardoor een hoge productiesnelheid haalbaar is, de kosten worden gereduceerd en de risico's op verbindingen die niet binnen de specificaties vallen worden verkleind. Om verschillende waterdieptes binnen een windpark te overbruggen kan ervoor worden gekozen om het onderste gedeelte specifiek voor de locatie te ontwerpen terwijl het bovenste gedeelte uniform ontworpen en geproduceerd wordt.

Bijlage 2

Achtergrondrapport vogels en vleermuizen t.b.v. MER en PB

Achtergronddocument ten behoeve van MER en PB windenergiegebied Borssele

Kavel III en IV: vogels en vleermuizen

R.C. Fijn
A. Gyimesi
M. Boonman
J.W. de Jong
J.C. Kleyheeg-Hartman

Achtergronddocument ten behoeve van MER en PB windenergiegebied Borssele

Kavel III en IV: vogels en vleermuizen

R.C. Fijn
A. Gyimesi
M. Boonman
J.W. de Jong
J.C. Kleyheeg-Hartman

Bureau Waardenburg bv
Onderzoek en advies voor ecologie en landschap

Postbus 365 4100 AJ Culemborg
Telefoon 0345 51 27 10
info@buwa.nl www.buwa.nl

opdrachtgever: Pondera Consult / Grontmij Nederland

28 augustus 2015
rapport nr. 15-142

Status uitgave:	eindrapport
Rapportnummer:	15-142
Datum uitgave:	21 juli 2015
Titel:	Achtergronddocument ten behoeve van MER en PB windenergiegebied Borssele
Subtitel:	Kavel III en IV: vogels en vleermuizen
Samenstellers:	R.C. Fijn MSc. dr. A. Gyimesi drs. M. Boonman ir. J.W. de Jong J.C. Kleyheeg-Hartman MSc.
Foto's omslag:	R.C. Fijn / Bureau Waardenburg bv
Aantal pagina's inclusief bijlagen:	201
Projectnummer:	15-227
Projectleider:	R.C. Fijn MSc.
Naam en adres opdrachtgever:	Grontmij Nederland B.V. Postbus 119 3990 DC Houten
Referentie opdrachtgever:	Grontmij Nederland B.V. Inkoopnummer 201506611
Akkoord voor uitgave:	Teamleider Bureau Waardenburg bv drs. H.P. Prinsen
Paraaf:	

Graag citeren als: Fijn, R.C., A. Gyimesi, J.C. Kleyheeg-Hartman, M. Boonman & J.W. de Jong 2015. Achtergronddocument ten behoeve van MER en PB windenergiegebied Borssele. Kavel III en IV: vogels en vleermuizen. Bureau Waardenburg Rapportnr. 14-263. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Trefwoorden: Milieu Effect Rapportage, Passende Beoordeling, offshore wind energie, turbines, aanvaringsslachtoffers, verstoring, habitatverlies, barrièrewerking, zeevogels, trekvogels, vleermuizen

Bureau Waardenburg bv is niet aansprakelijk voor gevolgschade, alsmede voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van Bureau Waardenburg bv.
Opdrachtgever hierboven aangegeven vrijwaart Bureau Waardenburg bv voor aanspraken van derden in verband met deze toepassing.

© Bureau Waardenburg bv / Pondera Consult - Grontmij
Dit rapport is vervaardigd op verzoek van opdrachtgever en is zijn eigendom. Niets uit dit rapport mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt worden d.m.v. druk, fotokopie, digitale kopie of op welke andere wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de opdrachtgever hierboven aangegeven en Bureau Waardenburg bv, noch mag het zonder een dergelijke toestemming worden gebruikt voor enig ander werk dan waarvoor het is vervaardigd.

Het kwaliteitsmanagementsysteem van Bureau Waardenburg bv is door CERTIKED gecertificeerd overeenkomstig ISO 9001:2008.

Bureau Waardenburg bv
Onderzoek en advies voor ecologie en landschap

Postbus 365 4100 AJ Culemborg
Telefoon 0345 51 27 10
info@buwa.nl www.buwa.nl

Voorwoord en leeswijzer

Voor de stimulering van de ontwikkeling van hernieuwbare energie op zee is op 23 juni 2015 het wetsvoorstel ‘Windenergie op Zee’ door de Eerste Kamer aangenomen. Hierin is het zogeheten ‘Kavelbesluit’ geïntroduceerd, waarin wordt beschreven dat voortaan milieu effect rapportages (MER’s) en passende beoordelingen (PB’s) zullen worden opgesteld voor zogeheten kavels, waarbinnen vervolgens ontwikkelaars hun initiatieven verder kunnen uitwerken. Het is dus de bedoeling dat binnen deze kavels effecten op o.a. ecologie worden bepaald voor een bandbreedte van verschillende lay-outs en turbine-types.

Het eerste windenergiegebied dat op deze manier zal worden beoordeeld is Borssele, dat is opgedeeld in vier kavels. Bureau Waardenburg is door de combinatie van Pondera Consult en Grontmij Nederland B.V. benaderd om een bijdrage te leveren aan de onderdelen ‘Vogels’ (lokaal verblijvende zeevogels (zowel broed- als niet-broedvogels) en vogels tijdens seizoenstrek) en ‘Vleermuizen’ in deze procedures.

Onderhavig document is een achtergrondrapport dat door Pondera/Grontmij kan worden gebruikt bij het opstellen van het MER Borssele. Deze teksten hebben betrekking op de onderdelen vogels en vleermuizen. De bijlages ten behoeve van de Flora- en faunawet beoordeling en de Passende Beoordeling zijn niet ingevuld. Deze bijlages zijn los aan Grontmij/Pondera opgeleverd.

Het project is binnen Bureau Waardenburg uitgevoerd door Ruben Fijn (projectleiding, rapportage), Abel Gyimesi (modellering aanvaringsslachtoffers, rapportage), Job de Jong (database werk en GIS berekeningen), Martijn Boonman (vleermuizen), Jonne Kleyheeg-Hartman (onderbouwing Ff-wet, rapportage) en Hein Prinsen (kwaliteitscontrole en advies).

Begeleiding vanuit de opdrachtgever werd verzorgd door Eric Arends (Pondera Consult) en Cor van Duin (Grontmij Nederland B.V.). Daarnaast worden Suzanne Lubbe en Marijke Warnas (Rijkswaterstaat Zee en Delta), Maarten Platteeuw en Joop Bakker (Rijkswaterstaat Water, Verkeer en Leefomgeving), Bert Wilbrink (Ministerie van Economische Zaken), Martijn van Opijnen en Jaap van der Sneppe (Rijksdienst voor Ondernemend Nederland), Hans Jaspers en Daniel Tuitert (Grontmij Nederland B.V.), Sergej van de Bilt (Pondera) bedankt voor hun inhoudelijke bijdragen tijdens het schrijfproces.

In dit project zijn vogelgegevens gebruikt uit een Belgisch monitoringsprogramma van vogels en zeezoogdieren op de Belgische Noordzee. Eric Stienen en Nicholas Vanermen worden hartelijk bedankt voor het verstrekken van deze gegevens en hun inhoudelijke bijdrage aan deze rapportage.

Inhoud

Voorwoord en leeswijzer 3

1 Voorgenomen ingreep 7

1.1 Studiegebied 7

1.2 Ontwikkeling windenergie 7

1.3 Beoordelingskader 9

2 Huidige situatie 17

2.1 Inleiding en brongegevens 17

2.2 Lokaal verblijvende vogels 25

2.3 Kolonievogels 34

2.4 Vogels tijdens seizoenstrek 57

2.5 Vleermuizen 71

3 Effectbeschrijving 75

3.1 Vogels - Aanvaringen 77

3.2 Vogels – Barrièrewerking 78

3.3 Vogels – Habitatverlies 81

3.4 Vogels – Indirecte effecten 86

3.5 Vleermuizen 87

4 Effectbepaling en beoordeling 91

4.1 Effecten op vogels tijdens aanleg en verwijdering 91

4.2 Effecten tijdens gebruiksfase – Vogelslachtoffers door aanvaringen 93

4.3 Effecten tijdens gebruiksfase – Lokaal verblijvende niet-broedvogels 98

4.4 Effecten tijdens gebruiksfase – Kolonievogels 102

4.5 Effecten tijdens gebruiksfase – Vogels tijdens seizoenstrek 108

4.6 Effecten op vleermuizen 110

4.7 Samenvattende effectbeoordeling 113

5 Mitigatie 117

5.1 Constructiefase 117

5.2 Operationele fase 117

5.3 Verwijderingsfase 120

6 Cumulatieve effecten op vogels en vleermuizen 121

6.1 Vogels 123

6.2 Vleermuizen 130

7 Literatuur 133

Bijlage I: Wettelijk Kader Natuurwetgeving 147
Bijlage II: Trekroutes van vogels over de Noordzee 165
Bijlage III: Windturbines en vleermuizen 189
Bijlage IV: Het Extended Band Model 195
Bijlage V: Aanvaringen met twee-bladige turbines 201

1 Voorgenomen ingreep

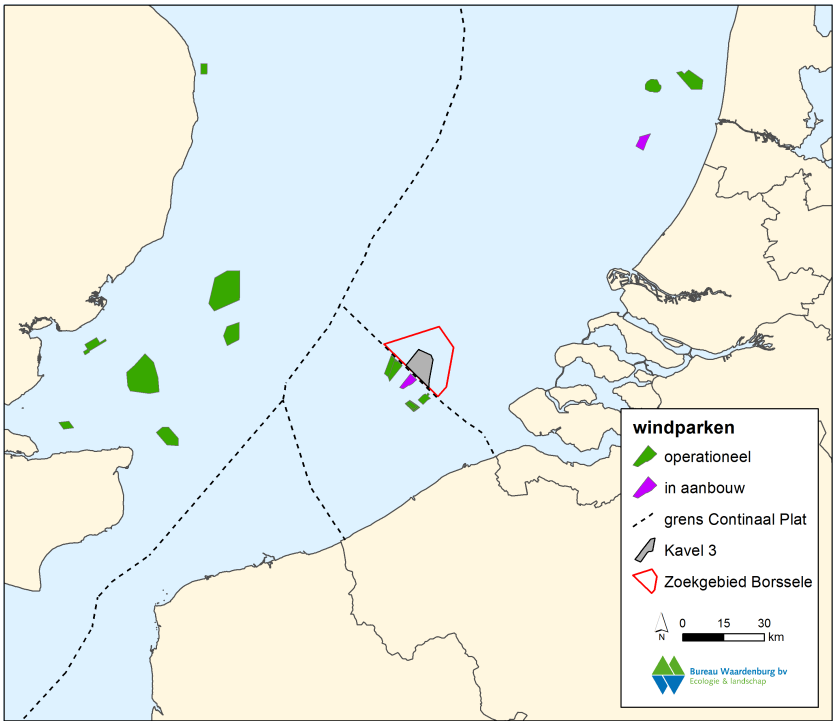
1.1 Studiegebied

Het aangewezen windenergiegebied 'Borssele' ligt in het uiterste zuiden van het Nederlands Continentaal Plat (NCP) tegen de grens met de territoriale wateren van België (buiten de 20 meter dieptelijn) (figuur 1.1). Het totale gebied is 345 km^2 groot en opgedeeld in vier subkavels (zie voor indeling Notitie Reikwijdte en Detailniveau (Ministerie van Economische Zaken en Infrastructuur en Milieu. 2015). Kavel III ligt in het midden van het windenergiegebied 'Borssele' (figuur 1.1a) en is 75 km^2 groot. De langste afstand van dit kavel naar de Nederlandse kust is ca. 40 km (westpunt) en de kortste is 30 km (oostpunt). Het kavel ligt ca. 100 km van de kust van Zuidoost Engeland. Kavel IV is het meest westelijke kavel (figuur 1.1b) dat het verst uit de kust ligt (op minimaal 40 km oostpunt en 51 km westpunt) en is 75 km^2 groot.

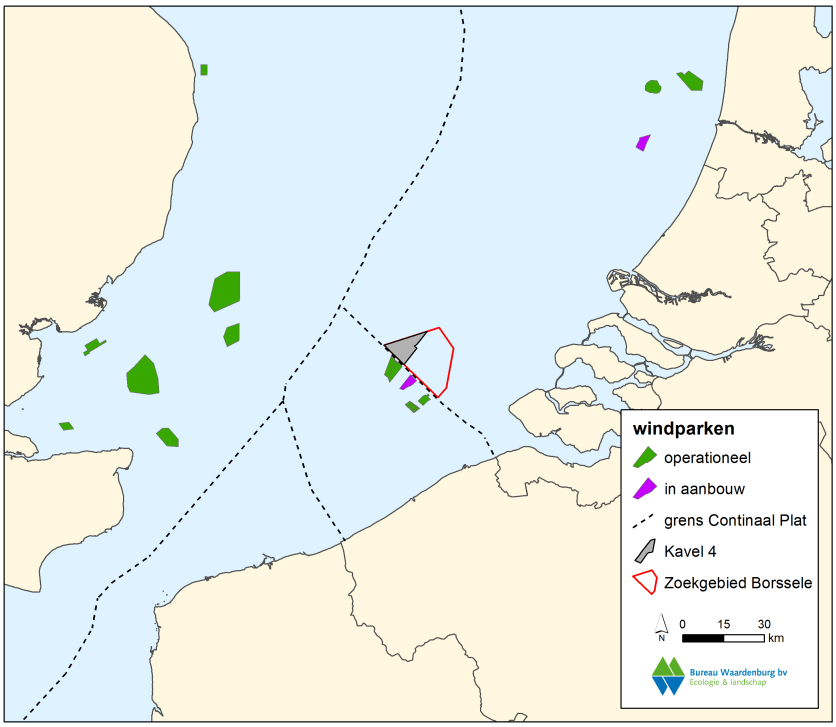
In de nabijheid liggen drie andere offshore windmolenparken net over de grens in België, te weten Belwind (Blighbank – 165 MW (55 turbines), deels nog in aanbouw tot 330 MW), C-Power (Thorntonbank – 328 MW (54 turbines) en het in aanbouw zijnde Northwind (216 MW (72 turbines)). Daarnaast liggen op grotere afstand de Engelse parken Greater Gabbard, Thanet, Londen Array I en nog enkele vergunde initiatieven, evenals de bestaande Nederlandse parken OWEZ, Prinses Amalia WindPark en het in aanbouw zijnde ENECO Luchterduinen.

1.2 Ontwikkeling windenergie

Het windenergiegebied Borssele (fig. 1.1a en b) is opgedeeld in vier kavels waarbinnen windparken ontwikkeld kunnen worden tot een maximale capaciteit van 380 MW per kavel. Ontwikkelaars kunnen in een later stadium bepalen welke turbines gebouwd gaan worden en in welke configuratie. Om op voorhand (zonder concrete configuraties) tot een goede inschatting te komen van de effecten van mogelijke initiatieven binnen de kavels worden de effecten op ecologie bepaald voor een bandbreedte tussen een minimale en een maximale variant van lay-outs en turbinetypes. Een windpark gevuld met 4 MW windturbines met een minimale rotordiameter wordt hierbij als een maximum variant beschouwd en een windpark gevuld met 10 MW turbines met een maximale rotordiameter als een minimum variant (tabel 1.1). De specificaties van de twee varianten zijn afgesproken tijdens verschillende werksessies van experts van het projectteam van Bureau Waardenburg, Pondera Consult, Grontmij Nederland en Rijkswaterstaat Zee en Delta, voorafgaand aan het opstellen van onderhavig rapport. Volgens recentelijk onderzoek in het Kader Ecologie en Cumulatie (Rijkswaterstaat 2015) zijn kleine en grote mantelmeeuwen en zilvermeeuw de meest kritische soorten bij offshore windparkontwikkelingen. Voor deze soorten kan de variant met 4 MW turbines met een minimale rotordiameter als een worst-case benadering van effecten beschouwd worden en de 10 MW met maximale rotordiameter als 'best case'.



Figuur 1.1a Locatie van Kavel III in het windenergiegebied Borssele in de zuidelijk Noordzee met aangegeven de lokaties van bestaande windturbine parken.



Figuur 1.1b Locatie van Kavel IV in het windenergiegebied Borssele in de zuidelijk Noordzee met aangegeven de lokaties van bestaande windturbine parken.

Tabel 1.1 Parameters aangenomen voor de verschillende alternatieven.

Alternatief	Turbine vermogen (MW)	Aantal turbines	Indicatief aantal MW	Turbine tiplaagte (m)	Ashoogte (m)	Rotordiameter (m)	Tussenruimte (m)	Opp. Kavel III (km^2)	Opp. Kavel IV (km^2)
1	4	95	380	25	83	116	463	75,1	74,9
2	10	38	380	30	140,5	221	732	75,1	74,9

1.3 Beoordelingskader

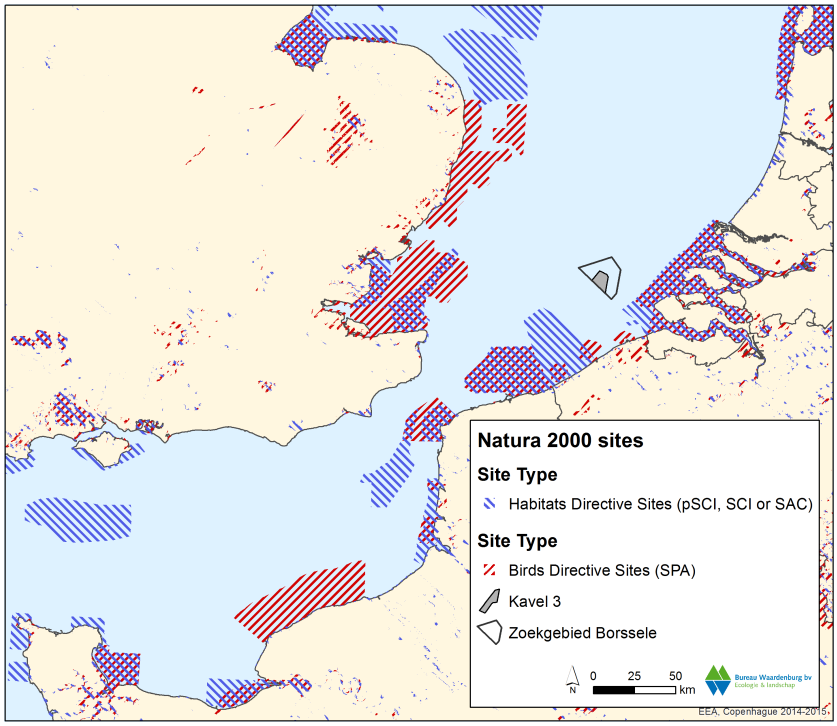
De beoordeling van effecten is erop gericht om op een gestructureerde manier inzicht te geven in de effecten van de installatie, het gebruik en het verwijderen van windparken volgens de voorgestelde configuraties (exclusief kabeltracé's) in Kavel III en IV. De uitgangspunten voor het beoordelingskader zijn:

- goede aansluiting bij nationaal en internationaal natuurbeleid;
- goede aansluiting bij nationale en internationale wet- en regelgeving;
- eenduidige en herkenbare eenheden, waar mogelijk gekwantificeerd;
- heldere plaatsing van de effecten van voorgenomen park in cumulatie met effecten van andere parken en ontwikkelingen.

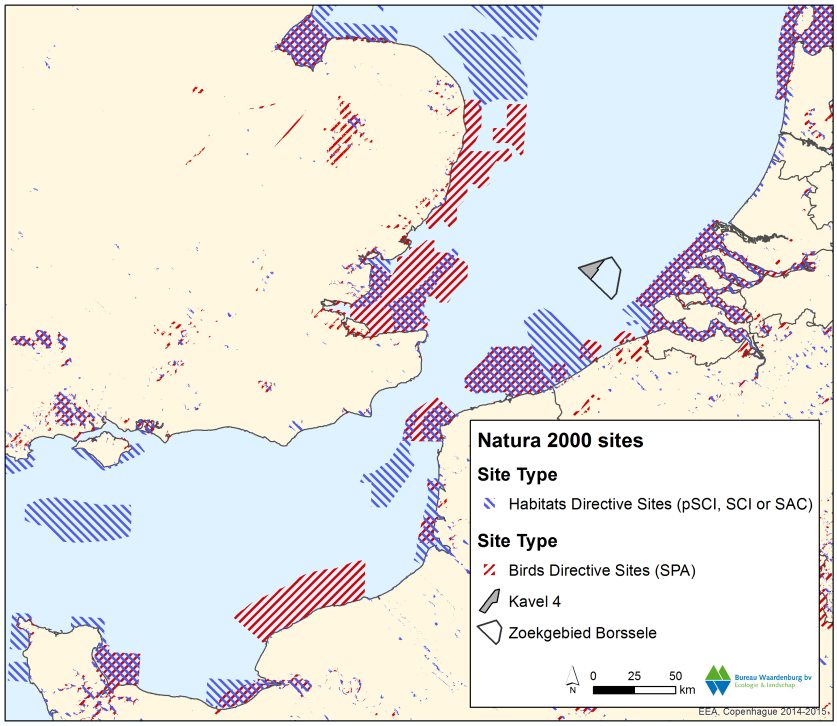
1.3.1 Wet- en regelgeving ten aanzien van natuur en milieu

In de Wet windenergie op zee wordt het zogeheten kavelbesluit geïntroduceerd om de uitrol van het zogeheten SER-akkoord vorm te kunnen geven. Hierin worden ook de wettelijke kaders met betrekking tot natuur geschetst die moeten worden getoetst binnen een dergelijk kavelbesluit. De basis van deze kaders met betrekking tot natuur vormen de Europese habitat- en vogelrichtlijn en daarmee aangepaste delen van de Natuurbeschermingswet 1998 en de Flora- en faunawet.

De belangrijkste Europese regelgeving ten aanzien van de bescherming van natuurwaarden is gebaseerd op de Habitatrichtlijn ('*Habitat Directive*' (92/43/EEC)), de Vogelrichtlijn ('*Birds Directive*' (1009/147/EC)) en de Ramsar Convention. De gebiedsbescherming uit de Habitatrichtlijn en uit de Vogelrichtlijn zijn in Nederland geïmplementeerd in de **Natuurbeschermingswet 1998 (NB-wet)** en vormen daarbij de basis voor het Natura 2000-netwerk van beschermde gebieden en soorten. De 'Ramsar Convention' is een verdrag voor de bescherming van internationaal belangrijke wetlands en daaraan gelieerde vogelsoorten. Hieronder valt de bescherming van lange afstand trekvogels die in aanraking komen met windturbines



Figuur 1.2a Locatie Kavel III in de zuidelijk Noordzee met aangegeven de ligging van Natura 2000-gebieden in de omgeving.



Figuur 1.2b Locatie Kavel IV in de zuidelijk Noordzee met aangegeven de ligging van Natura 2000-gebieden in de omgeving.

langs de trekroutes. Windenergiegebied Borssele ligt buiten de begrenzing van gebieden die deel uitmaken van Natura 2000-gebieden, echter dicht in de buurt van de mariene Natura 2000-gebieden Vlakte van de Raan en Voordelta (fig. 1.2a en b). Diverse andere mariene Natura 2000-gebieden liggen op grotere afstand in de Nederlandse Noordzee. Door de grote actieradius van (zee)vogels kunnen diverse soorten uit nabij of verder gelegen terrestrische Natura 2000-gebieden het windenergiegebied Borssele bereiken om te foerageren. Daarnaast kan ook menig trekvogel waarvoor in één of meer Natura 2000-gebieden instandhoudingsdoelen gelden, door de ligging van het windenergiegebied Borssele op de route van vele soorten, tijdelijk gebruik maken van het plangebied, of het plangebied doorkruisen tijdens de seizoenstrek. Hierdoor kan er sprake zijn van 'externe werking (zie Bijlage I), omdat deze vogelsoorten effecten kunnen ondervinden van het voorgenomen windpark. Deze effecten worden in onderhavig rapport beoordeeld.

In Europees verband wordt de soortbescherming van vogels gedefinieerd in de Vogelrichtlijn op basis van status en gevoeligheid van individuele soorten. In Nederland is de soortbescherming uit de Habitatrichtlijn en Vogelrichtlijn van individuele in Nederland voorkomende dier- en plantensoorten geïmplementeerd in de **Flora- en faunawet (Ff-wet)**, en dus ook van de soorten die voorkomen in het windenergiegebied Borssele. De Ff-wet is op land van kracht, maar sinds 1 januari 2014 ook van kracht op het gehele Nederlands Continentaal Plat (NCP). In dit MER wordt onderzocht of er door de aanleg en/of exploitatie van het windpark sprake is van mogelijke overtreding van verbodsbepalingen uit de Ff-wet en daarmee die uit de Wet wind op zee.

Naast deze bescherming is in Nederland de **Ecologische Hoofd Structuur (EHS, nieuwe naam Natuur Netwerk Nederland (NNN))** ontwikkeld, een samenhangend netwerk van bestaande en toekomstige natuurgebieden in Nederland bestaande uit kerngebieden, natuurontwikkelingsgebieden en verbindingszones. De gehele Noordzee, en dus ook het windenergiegebied Borssele, maakt onderdeel uit van de EHS/NNN. De kern van de bescherming van het NNN is dat de kernwaarden van het gebied niet mogen worden aangetast door een ingreep zoals beschreven in de Nota Ruimte (2005). Echter in de Structuurvisie Wind op Zee (vervolg op de Nota Ruimte) is de doelstelling opgenomen voor windparken op de Noordzee in de Nederlandse Exclusieve Economische Zone (EEZ). Realisatie van deze windparken geschiedt om dwingende redenen van groot openbaar belang. Hiermee wordt aangegeven dat offshore windparken in NNN gebied Noordzee toegestaan worden. Daarnaast is het basisprincipe van het NNN dat een ononderbroken netwrek van natuurgebieden op land en water wordt gecreerd dat aansluit aan het Europees netwerk. De aanleg van een windpark zal geen belemmering vormen voor dit doel. Als gevolg van beide redenen zal de NNN dan ook niet verder beschouwd worden in onderhavig rapport.

De Europese Marine Strategy Framework Directive (2008/56/EC) wordt in Nederland geïmplementeerd via de **Kaderrichtlijn Mariene Strategie (KRM).** De KRM verplicht de lidstaten te bepalen wat in hun mariene wateren een goede milieutoestand is en de

nodige maatregelen te treffen om deze per 2020 te bereiken en/of te behouden. Hiervoor is een lijst gemaakt van “quality descriptors” waaraan moet worden voldaan (tabel 1.2).

Table 1.2 De 11 qualitative descriptors uit de KRM zoals geformuleerd in Europees verband.

No.	Qualitative descriptors
1	Biological diversity is maintained
2	Non-indigenous species introduced by human activities are at levels that do not adversely alter the ecosystem
3	Populations of all commercially exploited fish and shellfish are within safe biological limits, exhibiting features of a healthy stock
4	All elements of the marine food webs occur at normal abundance and diversity
5	Human-induced eutrophication is minimised
6	Sea-floor integrity is at a level that safeguards a healthy (benthic) ecosystem
7	Permanent alteration of hydrographical conditions does not adversely affect marine ecosystems
8	Concentrations of contaminants are at levels not giving rise to pollution effects
9	Contaminants in fish and other seafood do not exceed standards for human consumption
10	Properties and quantities of marine litter do not cause harm to the coastal and marine environment
11	Introduction of energy, including underwater noise, is at levels that do not adversely affect the marine environment

Momenteel is er nog geen wetgeving binnen deze kaders. Door de Rijksoverheid wordt met name met betrekking tot het kwaliteitselement zeebodem-integriteit gezocht naar een protocol om menselijke ingrepen te boordelen aan deze richtlijn. Het is nog niet bekend in hoeverre bepaalde indicatorsoorten meegenomen worden bij het beoordelen van menselijke ingrepen op de doelstellingen van KRM zeebodem-integriteit. Vogels en vleermuizen worden in dit kader ook nog niet specifiek benoemd, maar alleen generiek dat de doelen voor de KRM overeenkomen met de NB-wet doelen. Wel is het zo dat een windpark in Kavel III of IV in windenergiegebied Borssele geen afbreuk zal doen aan de eisen die worden gesteld in de 11 qualitative descriptors. Een verdere kwantitatieve uitwerking van de KRM doelen komt dan ook tot uiting in de beoordeling ten op zichte van de landelijke NB-wet doelen en daarom wordt de KRM ook niet los beschouwd in onderhavig rapport.

Nederland heeft sinds 1998 ook het **OSPAR verdrag** (Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic) geratificeerd. Het OSPAR-verdrag heeft als doel door internationale samenwerking het mariene milieu in de noordoostelijke Atlantische Oceaan (inclusief de Noordzee) te beschermen. De kern hiervan is dat het zeegebied beschermd dient te worden tegen de nadelige effecten van menselijk activiteiten teneinde de gezondheid van de mens te beschermen en het mariene ecosysteem in stand te houden en waar mogelijk aangetaste gebieden te herstellen. Bij de beoordeling van activiteiten wordt het voorzorgsbeginsel toegepast. In de Nederlandse wetgeving wordt dit verdrag ten uitvoering gebracht via diverse wetten, waaronder de Ff-wet en daarom wordt het OSPAR-verdrag ook niet los beschouwd in onderhavig rapport.

Voor meer achtergrond informatie ten aanzien van het toegepaste wettelijk kader in onderhavig rapport wordt verwezen naar Bijlage I.

1.3.2 Beoordelingsnormering

Naast dat windparken effecten op vogels sorteren in de gebruiksfase, kunnen ook tijdens de aanleg en verwijdering van turbines effecten optreden. In onderhavig rapport worden de effecten van diverse windparkalternatieven in windenergiegebied Borssele behandeld tijdens deze drie verschillende stadia. Uit hoofdstuk 2 blijkt dat er drie verschillende 'groepen' vogels zijn waarvoor verschillende effecten kunnen optreden. Ook deze groepen worden apart behandeld en omvatten:

- niet-broedende lokale zeevogels;
- broedende (kolonie)vogels;
- vogels op seizoenstrek.

Waar een kwantitatieve beoordeling van effecten mogelijk is (bv. aantallen aanvaringsslachtoffers ten op zichte van een 'populatie') worden twee verschillende criteria aangehouden:

1% ORNIS criterium
Volgens dit criterium, opgesteld door het ORNIS-comité, mag, bij gebrek aan overlegging van enig wetenschappelijk tegenbewijs, iedere additionele sterfte van minder dan één procent van de jaarlijkse natuurlijke sterfte aan de betrokken populatie (gemiddelde waarde) als niet significant worden beschouwd. Het Hof van Justitie gebruikt dit criterium als maatstaf om te beoordelen of sprake kan zijn van significantie (o.a. zaak C 79/03 (Commissie/Spanje)).

Belangrijk hierbij is zich te realiseren dat op het moment dat er een betere methode is om de effecten te toetsen deze, ook vanuit het juridische perspectief, dient te worden gebruikt.

In de praktijk kan dit criterium, bij voldoende gegevens over de omvang van de natuurlijke jaarlijkse sterfte, worden gebruikt om te bepalen of significante effecten uitgesloten worden. Blijven soorten onder deze grens, dan worden ze niet verder in beschouwing genomen. Overschrijden ze de 1%-norm, dan kan er eventueel wel sprake zijn van een significant effect en zal er in meer detail moeten worden gekeken naar mogelijke populatie-effecten.

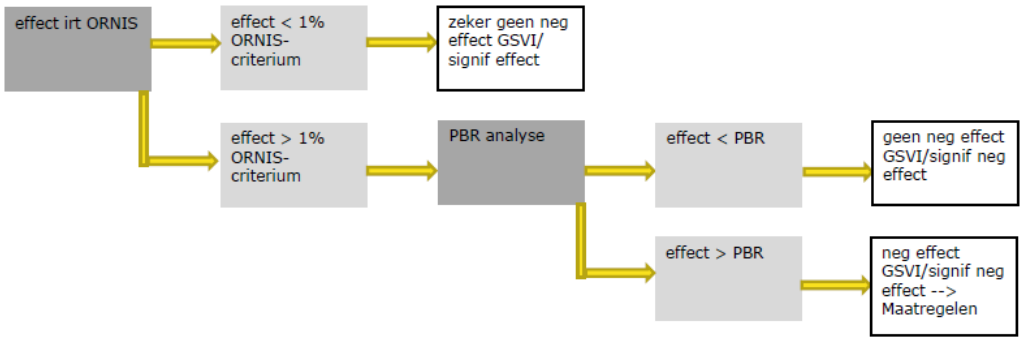
De 1% norm wordt in dit achtergronddocument met name gehanteerd om de effecten op broedkolonies (in het kader van Natura 2000-gebieden) te beoordelen. Temeer omdat een PBR van een individuele kolonie moeilijk te bepalen is (zie volgende onderdeel).

Potential Biological Removal criterium
De PBR methode maakt gebruik van wetenschappelijke achtergrondinformatie over de populaties van de relevante soorten. Het is daarmee een algemeen toepasbare

methode, die toch voldoende zekerheid voor het behouden van actuele populatieniveaus weet te combineren met meer gebruiksruimte voor initiatieven. Voor de soorten waarvoor voldoende informatie over populatieparameters bekend is, heeft het gebruik van de PBR als grenswaarde ook juridisch gezien de voorkeur boven het gebruik van het ORNIS-criterium, dat gebruikt wordt indien wetenschappelijk onderbouwing van een grenswaarde ontbreekt.

De redeneerlijn die door de overheid wordt aangehouden in het Kader Ecologie en Cumulatie (Rijkswaterstaat 2015) is dat indien (cumulatieve) effecten onder de PBR blijven, significant negatieve effecten zijn uit te sluiten en er geen nadelige gevolgen zijn voor de gunstige staat van instandhouding.

In figuur 1.3 wordt voor de beoordeling van effecten op populaties een 'stroomschema' doorlopen:



Figuur 1.3 Stroomschema effectbeoordeling Wind op Zee.

De PBR-norm wordt in dit achtergronddocument gehanteerd om de effecten op biogeografische populaties (in dit geval die van de zuidelijke Noordzee of van de Nederlandse Noordzee) te beoordelen.

Om de effecten van de verschillende alternatieven per aspect te kunnen vergelijken, worden deze op basis van een + / - score beoordeeld. Hiervoor wordt de beoordelingsschaal uit tabel 1.3 gehanteerd.

Tabel 1.3 Scoringstabel voor effecten.

score	effect	gevolgen
++	sterk positief effect	Voorgenomen ingreep leidt tot een sterk merkbare positieve verandering ten opzichte van referentiesituatie. Geen overtreding van verbodsbepalingen (Ff-wet) of negatieve effecten (mogelijk wel positieve) op doelen van beschermde gebieden (NB-wet)
+	positief effect	Voorgenomen ingreep leidt tot een merkbare positieve verandering ten opzichte van referentiesituatie. Geen overtreding van verbodsbepalingen (Ff-wet) of negatieve effecten (mogelijk wel positieve) op doelen van beschermde gebieden (NB-wet).
0	neutraal effect	Voorgenomen ingreep onderscheidt zich niet wezenlijk van de referentiesituatie. Geen overtreding van verbodsbepalingen (Ff-wet) of effecten op doelen van beschermde gebieden (Nb-wet).
-	negatief effect	Voorgenomen ingreep leidt tot een merkbare negatieve verandering ten opzichte van referentiesituatie. Overtreding van verbodsbepalingen (Ff-wet) en effecten op doelen van beschermde gebieden (Nb-wet) zijn mogelijk.
--	sterk negatief effect	Voorgenomen ingreep leidt tot een sterk merkbare negatieve verandering ten opzichte van referentiesituatie. Overtreding van verbodsbepalingen (Ff-wet) en effecten op doelen van beschermde gebieden (Nb-wet) zijn waarschijnlijk.

Indien de effecten marginaal zijn, wordt dit in de voorkomende gevallen aangeduid met 0/+ (marginaal positief) of 0/- (marginaal negatief).

2 Huidige situatie

2.1 Inleiding en brongegevens

Op de Noordzee komen tientallen soorten zeevogels voor die de zee het hele jaar door als hun leefgebied hebben en die ter plaatse foerageren, rusten, ruien en slapen. Velen daarvan zijn te vinden in de Zuidelijke Bocht van de Noordzee ter hoogte van Nederland (b.v. Baptist & Wolf 1993, Camphuysen & Leopold 1994, Arts 2013). Een complete lijst van voorkomende (zee)vogelsoorten in de Noordzee wordt gegeven in tabel 2.1.

Op volle zee zijn slechts weinig vogels werkelijk stationair aanwezig op een bepaalde locatie. Eerder gaat het voorkomen van zeevogels op volle zee gepaard met allerlei grootschalige en kleinschalige bewegingen, die in relatie kunnen staan met het getij, het al dan niet plotseling optreden van een goede mogelijkheid om te foerageren, de tijd van de dag, en de tijd van het jaar (seizoenstrek). Daarnaast heeft het gebied ook niet dezelfde functie voor alle vogels. Kleine mantelmeeuwen die broeden in de Nederlandse kustkolonies gebruiken de Noordzee om voedsel te zoeken voor hun jongen (zie §2.3). Dit in tegenstelling tot kleine mantelmeeuwen van elders die uitsluitend door de Nederlandse Noordzee heen trekken op weg tussen hun broedgebied en de zuidelijker gelegen overwinteringsgebieden (zie §2.4). Daarnaast zijn er ook soorten die het NCP gebruiken om te overwinteren, zoals zeekoeten en roodkeelduikers (zie §2.2). Indien delen van dit gebied veranderen, bijvoorbeeld door de aanleg van een offshore windmolenpark, zal dit gevolgen hebben voor het gebruik van dit deel van hun leefgebied.

Om te begrijpen hoe een toekomstig windpark in het windenergiegebied Borssele zou kunnen ingrijpen op vogelwaarden, is het nodig om te weten welke soorten vogels er gedurende de verschillende seizoenen voorkomen, in welke dichtheden en hoe ze het gebied gebruiken. Om hier een overzicht van te geven zijn in §2.2 – 2.4 soort(groep)beschrijvingen opgesteld voor alle vastgestelde soorten in het windenergiegebied.

In de volgende deelparagrafen worden beschrijvingen gegeven van vogelsoorten, uit verschillende 'vogelgroepen' (niet-broedvogels, broedvogels, trekvogels) waarvan bekend is dat zij op of nabij het studiegebied foerageren, rusten of om andere redenen verblijven. Met **'niet-broedvogels'** worden met name pleisterende niet-broedvogels bedoeld die in het studiegebied verblijven, met name in de herfst en winter. Broedende vogels komen in het studiegebied niet voor, echter er zijn **broedvogels** uit Noord- en Zuid-Holland die het plangebied tijdens hun foerageertochten kunnen bereiken. Onder de **'trekvogels'** in het studiegebied vallen zeevogels, bijvoorbeeld soorten uit kolonies in Noord-Europa die via de Noordzee naar West-Afrika trekken om daar te overwinteren. De grootste aantallen trekvogels boven de Noordzee zijn echter landvogels (vooral zangvogels), die vanuit Noord-Europese broedgebieden, doorgaans op grote hoogten (enkele honderden meters), via het luchtruim boven de

*Tabel 2.1 Complete lijst van relevante (zee)vogelsoorten in de Noordzee waar het plangebied is gelegen. Met een * worden de soorten aangegeven die onder de EU Vogelrichtlijn Annex 1 vallen (BirdLife International website) én die op het NCP voorkomen (Camphuysen & van Dijk 1983, Platteeuw et al. 1994, van den Berg & Bosman 2001, Bijlsma et al. 2001). In de laatste kolom wordt een indicatie van de talrijkheid op het NCP gegeven, naar van den Berg & Bosman (2001) en Bijlsma et al. (2001). br: broedvogel in Nederland; n-br: niet-broedvogel; migr: trekvogel.*

	Soort	Wetenschappelijke naam	Status op het NCP
*	roodkeelduiker	*Gavia stellata*	Algemeen in kustzone (n-br)
*	parelduiker	*Gavia arctica*	Vrij schaars (n-br)
*	ijsduiker	*Gavia immer*	Schaarse gast (n-br)
*	geelsnavelduiker	*Gavia adamsii*	zeldzaam (n-br)
	geoorde fuut	*Podiceps nigricollis*	Schaars in kustzone (n-br)
*	kuifduiker	*Podiceps auritus*	Vrij schaars in kustzone (n-br)
	dodaars	*Tachybaptus ruficollis*	Schaarse doortrekker in kustzone (n-br)
	fuut	*Podiceps cristatus*	Talrijk in kustzone (n-br)
	roodhalsfuut	*Podiceps grisegena*	Schaars in kustzone (n-br)
	noordse stormvogel	*Fulmarus glacialis*	Talrijk op open zee (n-br)
*	kuhls pijlstormvogel	*Calonectris diomedea/borealis*	Zeldzame doortrekker (migr)
	grote pijlstormvogel	*Puffinus gravis*	Dwaalgast
*	gon-gon/freira	*Pterodroma madeira/feae*	Dwaalgast
*	bulwers stormvogel	*Bulweria bulwerii*	Dwaalgast
	noordse pijlstormvogel	*Puffinus puffinus*	Schaarse doortrekker (migr)
	grauwe pijlstormvogel	*Puffinus griseus*	Schaarse doortrekker (migr)
*	vale pijlstormvogel	*Puffinus mauretanicus*	Vrij schaarse doortrekker (migr)
*	kleine pijlstormvogel	*Puffinus assimilis*	Dwaalgast
*	bont stormvogeltje	*Pelagodroma marina*	Dwaalgast
*	stormvogeltje	*Hydrobates pelagicus*	Vrij schaarse doortrekker (migr)
*	vaal stormvogeltje	*Oceanodroma leucorhoa*	Vrij schaarse doortrekker (migr)
	jan-van-gent	*Morus bassanus*	Talrijk op open zee (n-br & migr)
	aalscholver	*Phalacrocorax carbo*	Talrijk in kustzone (br & n-br)
	kuifaalscholver	*Phalacrocorax aristoteles*	Schaarse wintergast (n-br)
	eider	*Somateria mollisima*	Talrijk, vooral in kustzone (br & n-br)
	koningseider	*Somateria spectabilis*	Dwaalgast
*	stellers eidereend	*Polysticta stelleri*	Dwaalgast
	zwarte zee-eend	*Melanitta nigra*	Talrijk. vooral in kustzone (n-br & migr)
	grote zee-eend	*Melanitta fusca*	Talrijk, vooral in kustzone (n-br & migr)
	bril zee-eend	*Melanitta perspicillata*	Dwaalgast
	ijseend	*Clangula hyemalis*	Schaarse wintergast in kustzone (n-br)
	harlekijneend	*Histrionicus histrionicus*	Dwaalgast
	brilduiker	*Bucephala clangula*	Talrijk in kustzone (n-br)
	middelste zaagbek	*Mergus serrator*	Talrijk in kustzone (n-br)
	rosse franjepoot	*Phalaropus fulicarius*	Schaarse doortrekker (migr)
*	grauwe franjepoot	*Phalaropus lobatus*	Schaarse doortrekker (migr)
	grote jager	*Stercorarius skua*	Vrij schaarse gast (n-br & migr)
	middelste jager	*Stercorarius pomarinus*	Schaarse doortrekker (migr)
	kleine jager	*Stercorarius parasiticus*	Algemene doortrekker (migr)

Vervolg tabel 2.1

	kleinste jager	*Stercorarius longicauda*	Schaarse doortrekker (migr)
	kokmeeuw	*Larus ridibundus*	Talrijk in kustzone (br & n-br)
	stormmeeuw	*Larus canus*	Talrijk (br & n-br)
*	zwartkopmeeuw	*Larus melanocephalus*	Schaars in kustzone (br & n-br)
	zilvermeeuw	*Larus argentatus*	Talrijk (br & n-br)
*	audouins meeuw	*Larus audouinii*	Dwaalgast
	pontische meeuw	*Larus cachinnans*	Zeer schaarse gast (n-br)
	geelpootmeeuw	*Larus michahellis*	Zeer schaarse gast (n-br)
	kleine mantelmeeuw	*Larus fuscus graellsii*	Talrijk (br & migr)
*	baltische kleine mantelmeeuw	*Larus fuscus fuscus*	Mogelijk schaarse doortrekker (migr)
	grote mantelmeeuw	*Larus marinus*	Talrijk (br & n-br)
*	dwergmeeuw	*Larus minutus*	Talrijk, vooral in kustzone (migr)
	drieteenmeeuw	*Rissa tridactyla*	Talrijk (n-br)
	vorkstaartmeeuw	*Larus sabini*	Schaarse doortrekker (migr)
	grote burgemeester	*Larus hyperboreus*	Schaarse wintergast (n-br)
	kleine burgemeester	*Larus glaucoides*	Zeldzaam (n-br)
*	lachstern	*Gelochelidon nilotica*	Schaarse doortrekker (migr)
*	reuzenstern	*Hydroprogne caspia*	Schaarse doortrekker (migr)
*	grote stern	*Thallaseus sandvicensis*	Talrijk, vooral in kustzone (br, migr)
*	dougalls stern	*Sterna dougallii*	Schaarse doortrekker (migr)
*	visdief	*Sterna hirundo*	Talrijk, vooral in kustzone (br, migr)
*	noordse stern	*Sterna paradisaea*	Talrijk, vooral in kustzone (br, migr)
*	dwergstern	*Sterna albifrons*	Talrijk, vooral in kustzone (br, migr)
*	zwarte stern	*Chlidonias niger*	Talrijk, vooral in kustzone (br, migr)
	kleine alk	*Alle alle*	Schaarse wintergast (n-br)
	papegaaiduiker	*Fratercula arctica*	Zeer schaarse wintergast (n-br)
	zwarte zeekoet	*Cepphus grylle*	Zeer schaarse wintergast (n-br)
	zeekoet	*Uria aalge*	Talrijk (n-br)
	kortbekzeekoet	*Uria lomvia*	Dwaalgast (n-br)
	alk	*Alca torda*	Talrijk (n-br)

Soorten die slechts in zeer geringe aantallen of als dwaalgast op het NCP voorkomen, of soorten die eigenlijk zoetwatervogels zijn, waarvan enkelingen ook wel eens op zee worden gezien (zoals bijvoorbeeld het nonnetje (*Mergellus albellus*)) worden verder gezien als niet relevant voor deze studie. De meeste "schaarse doortrekkers" worden alleen dicht onder de kust gezien, waar stuwing langs het land optreedt van deze trekvogels en waar bovendien relatief intensief wordt waargenomen.

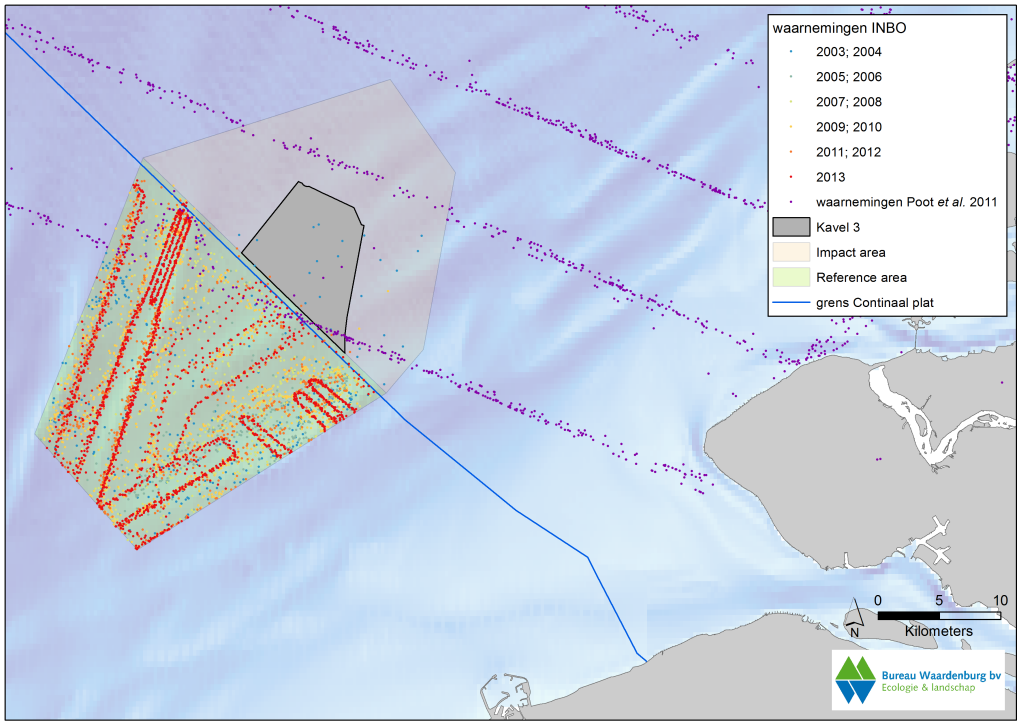
Noordzee doortrekken naar meer zuidelijk gelegen overwinteringsgebieden. Het kan dus voorkomen dat een soort in meerdere (zelfs alle drie) de groepen voorkomt.

Voor een kwantitatieve inschatting van effecten is gebruik gemaakt van de meest recente beschikbare telgegevens van zeevogels op het Nederlandse deel van de Noordzee inclusief windenergiegebied Borssele.

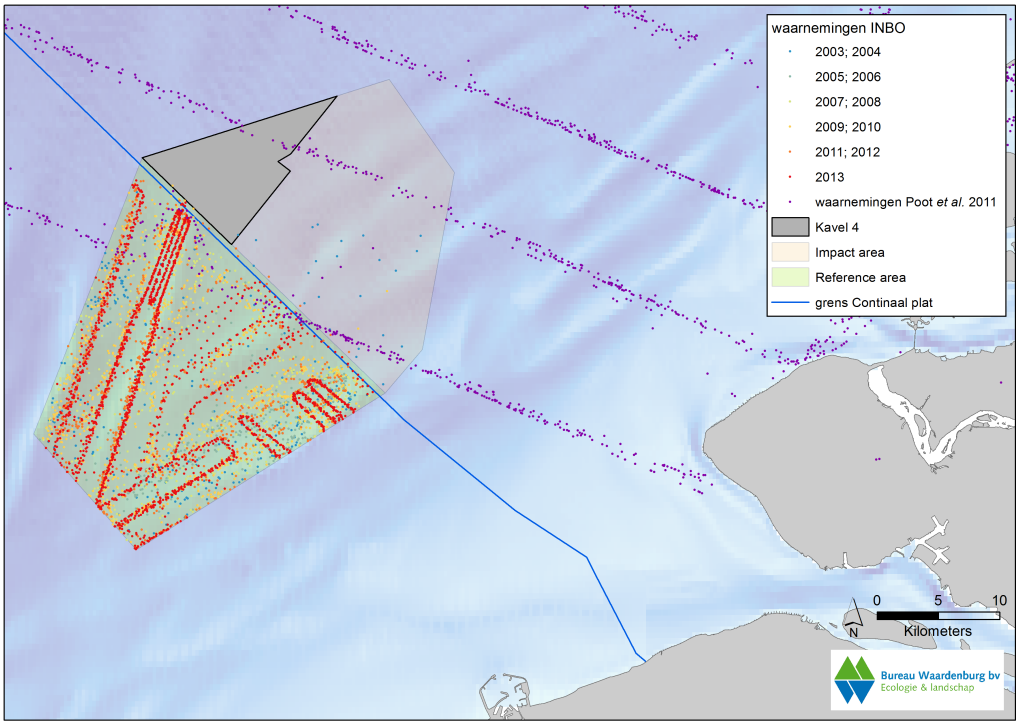
De eerste en meest nauwkeurige bron die in dit MER gebruikt wordt zijn gegevens van boottellingen op het Belgische deel van de Noordzee (b.v. Vanermen *et al.* 2013). Deze gegevens werden verzameld tussen 2003-2013 grenzend aan het zuidwesten van windenergiegebied Borssele (figuur 2.1a en b). In figuur 2.2a en b wordt een indruk gegeven van de telinspanning in verschillende delen van het onderzoeksgebied. Vanaf 2009 zijn in het Belgische onderzoeksgebied ook windmolens gebouwd. In de analyses is daarom een onderscheid gemaakt tussen de situatie voor de bouw van deze turbines (Pre-constructie: 2003-2008) en na de bouw van deze turbines (Post-constructie: 2009-2013).

Op basis van deze tellingen zijn dichtheden bepaald voor het gehele windenergiegebied Borssele (uitgewerkt per soortgroep in §2.1 – 2.3). Uit diverse bronnen blijkt dat ter hoogte van het windenergiegebied Borssele sprake is van een gradiënt in dichtheden van bepaalde soorten met toenemende afstand van de kust. Bijvoorbeeld visdieven en grote sterns komen in hogere dichtheden voor dichter bij de kust dan verder op zee. Voor jan-van-genten geldt het tegenovergestelde. Het is onbekend of deze gradient ook binnen de grenzen van het windenergiegebied aanwezig is, maar mocht dit zo zijn dan is het mogelijk dat de gemiddelde dichtheid over het gehele windenergiegebied te hoog wordt ingeschat voor met name Kavel IV, dat verder van de kust ligt, voor soorten die dichter bij de kust in hogere dichtheden voorkomen. Op voorspraak van Rijkswaterstaat Zee en Delta is hierop gezocht naar een maat om een eventuele gradiënt te kwantificeren. In samenspraak tussen Bureau Waardenburg, Grontmij/Pondera en RWS Zee en Delta is besloten om op basis van tabel 4 en 6 uit Vanermen & Stienen 2009 deze eventuele gradiënten in windenergiegebied Borssele te ondervangen door de berekende dichtheden te corrigeren voor de verhouding tussen de dichtheden gemeten in het windpark op de Thorntonbank (dichterbij de kust) en het windpark op de Blighbank (verder van de kust). Kavel III ligt dichter bij de kust, op vergelijkbare afstand als Kavel I en II. Daarom is besloten om voor Kavel III dezelfde dichtheden te gebruiken als voor Kavel I en II. Daarentegen zijn voor Kavel IV de dichtheden gecorrigeerd voor de grotere afstand van de kust.

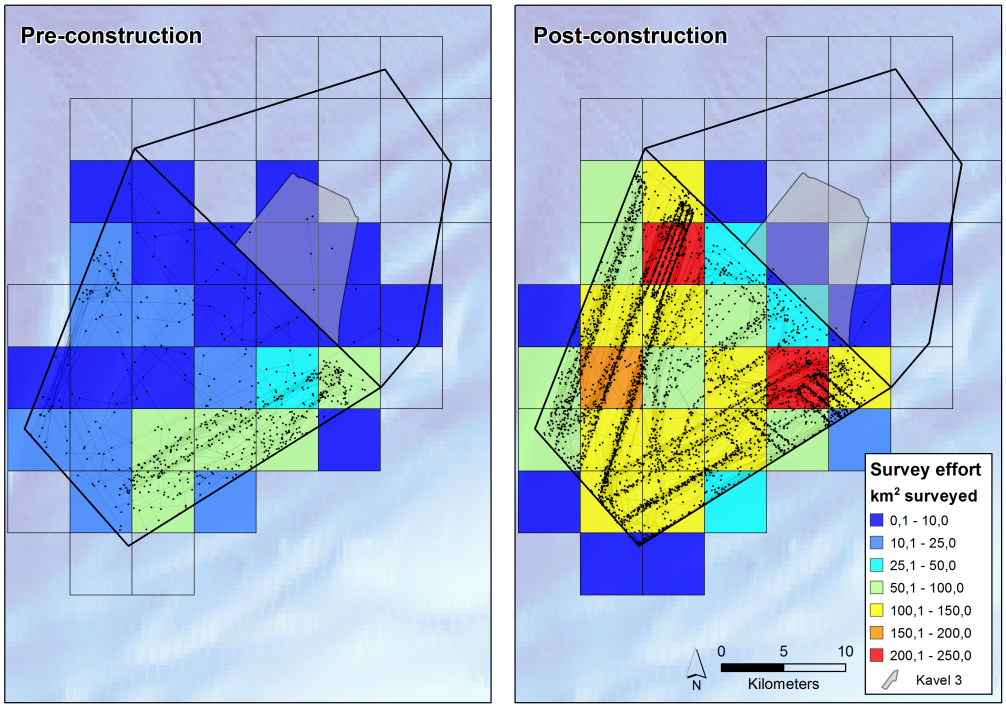
Op basis van deze dichtheden zijn ook de aantallen aanvaringsslachtoffers bepaald. Als input voor de slachtofferberekening is ervoor gekozen om per maand de maximale maanddichtheid te kiezen van de periode na de bouw van de Belgische windparken, om op die manier de worst-case benadering aan te houden. Normaliter wordt er voor slachtofferberekeningen gekozen om uitsluitend de vliegende vogels te gebruiken, echter door een aantal afspraken binnen de ESAS methodologie, worden tijdens deze methode de aantallen vliegende vogels onderschat. Daarom is er voor gekozen om uit te gaan van de totale dichtheid (zittende en vliegende) vogels per vierkante kilometer en deze te vermenigvuldigen met een correctiefactor. Deze factor is de fractie van het totale tijdsbudget waarvan de vogel in de lucht is zoals werd bepaald door Bradbury *et al.* (2013). Deze benadering is in lijn met de methodiek zoals gehanteerd door Leopold *et al.* (2015).



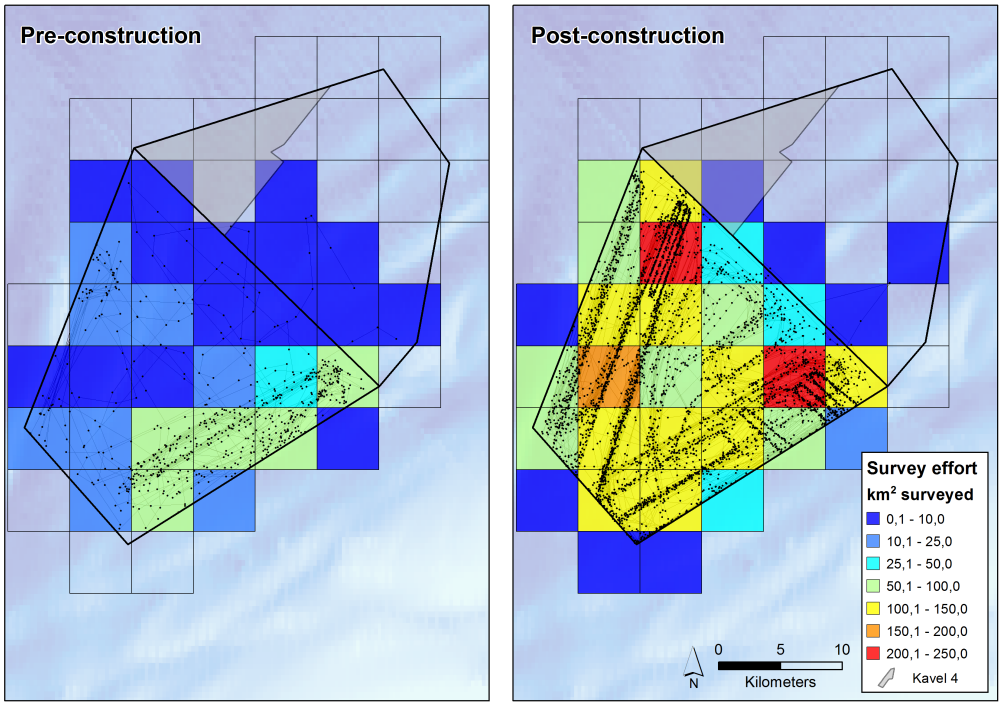
Figuur 2.1a Ligging van transecten van boottellingen (kleurenschema) en vliegtuigtellingen (paars) waarop vogeltellingen zijn gedaan tussen 2003 en 2013 nabij Kavel III van windenergiegebied Borssele (impact area) (brongegevens: Instituut voor Bos en Natuuronderzoek (INBO), Brussel en Bureau Waardenburg, Culemborg).



Figuur 2.1b Ligging van transecten van boottellingen (kleurenschema) en vliegtuigtellingen (paars) waarop vogeltellingen zijn gedaan tussen 2003 en 2013 nabij Kavel IV van windenergiegebied Borssele (impact area) (brongegevens: Instituut voor Bos en Natuuronderzoek (INBO), Brussel en Bureau Waardenburg, Culemborg).



Figuur 2.2a Telinspanning van boottellingen tussen 2003 en 2013 ten opzichte van Kavel III (brongegevens: Instituut voor Bos en Natuuronderzoek (INBO), Brussel). Onderscheid is gemaakt tussen de situatie voor (2003-2008, linkerpanel) en na (2009-2013, rechterpanel) de bouw van Belgische windparken in het studiegebied.



Figuur 2.2b Telinspanning van boottellingen tussen 2003 en 2013 ten opzichte van Kavel IV (brongegevens: Instituut voor Bos en Natuuronderzoek (INBO), Brussel). Onderscheid is gemaakt tussen de situatie voor (2003-2008, linkerpanel) en na (2009-2013, rechterpanel) de bouw van Belgische windparken in het studiegebied.

De totale aantallen aanvaringsslachtoffers zijn berekend voor soortspecifieke waarden voor macro-avoidance (uitwijking). Deze uitwijkings-getallen komen uit de review van Maclean *et al.* (2009) en ook deze methodologie is conform Leopold *et al.* (2015). Samenvattend werden tijdens de scheepstellingen (Vanermen *et al.* 2013) in en nabij het windenergiegebied Borssele in totaal 48 soorten vastgesteld en 2 samengestelde soortgroepen (geoorde fuut/kuifduiker en grote/kleine burgemeester) (tabel 2.2).

De tweede bron die in dit MER wordt gebruikt zijn negen vliegtuigtellingen die in het windenergiegebied Borssele zijn uitgevoerd in 2010-2011 (Poot *et al.* 2011). Op basis van deze tellingen konden dichtheden vogels worden bepaald voor het totale studiegebied. Daarnaast leverden deze tellingen populatieschattingen op van diverse soorten zeevogels op de Nederlandse Noordzee (Poot *et al.* 2013a). Voor de exacte ligging van de transecten tijdens deze tellingen wordt verwezen naar figuur 2.1a en b. Tijdens de vliegtuigtellingen in het windenergiegebied Borssele werden in totaal 10 soorten vastgesteld (tabel 2.3) en 3 soortgroepen. Op basis van deze tellingen zijn geïnterpoleerde dichtheden bepaald voor een aantal soorten (Poot *et al.* 2011), echter door de geringe spreiding in ruimte en tijd, en de lage aantallen is het niet mogelijk om realistische dichtheden voor alle soorten te bepalen. De waarden die wel konden berekend worden in §2.2 – 2.4 per soort(groep) uitgewerkt.

De derde bron die in dit MER wordt gebruikt zijn de gegevens die verzameld zijn in het kader van het MWTL-programma (Monitoring Waterstaatkundige Toestand des Lands) waarvoor de Nederlandse Noordzee vanaf 1991 jaarlijks meerdere keren wordt geteld (b.v. Arts 2013) en diverse Europese tellingen die zijn samengebracht in de European Seabirds At Sea (ESAS) Database (Tasker *et al.* 1984, Reid & Camphuysen 1998). Deze gegevens worden gebruikt door Leopold *et al.* (2015). Voor de precieze ligging van deze transecten wordt verwezen naar Leopold *et al.* (2015). De MWTL tellingen worden uitgevoerd vanuit een vliegtuig, terwijl de ESAS data merendeel gebaseerd is op scheepstellingen. Op basis van deze monitoringsprogramma's zijn geïnterpoleerde dichtheden bepaald voor een aantal soorten door Imares Wageningen UR. Tijdens deze tellingen in het windenergiegebied Borssele werden in totaal 29 soorten vastgesteld (tabel 2.4) en 1 soortgroep. De dichtheden worden weergegeven in tabel 2.6 ter vergelijking met de waarden uit de scheepstellingen uitgewerkt door Vanermen *et al.* (2013).

De dichtheden gevonden tijdens scheepstellingen en vliegtuigtellingen verschillen van elkaar. Dit komt voornamelijk voort uit methodologische verschillen die leiden tot verschillen in detectie. Voorbeelden hiervan zijn dat sommige soorten al op grote afstand opvliegen voor een onderzoeksschip en daardoor gemist worden tijdens boottellingen, terwijl dat bij een vliegtuigtelling minder makkelijk gebeurt door de hoge snelheid van het onderzoeksplatform. Daarentegen worden duikende vogels vaak eerder gemist vanuit een vliegtuig dan vanaf een boot, omdat deze al weer boven komen alvorens een boot voorbij gevaren is, terwijl door de hoge snelheid van het vliegtuig de waarnemer allang gepasseerd is. En ook voor vliegende vogels is de detectie vanuit het vliegtuig vaak beter, doordat vogels op grotere hoogte makkelijker

gemist worden vanaf een schip, en doordat vliegende vogels vaak te laat worden opgepikt waardoor ze al snel het predikaat ‘scheeps-geassocieerd’ meekrijgen en daardoor niet meetellen in de dichtheidsbepalingen.

Tabel 2.2 Vastgestelde soorten tijdens scheepstellingen in en nabij het windenergiegebied Borssele.

roodkeelduiker	wulp	visdief
parelduiker	regenwulp	*visdief / noordse stern*
duiker spec.	grote jager	grote stern
fuut	middelste jager	zwarte stern
geoorde fuut / kuifduiker	kleine jager	alk
noordse stormvogel	*jager spec.*	zeekoet
noordse pijlstormvogel	kokmeeuw	*alk / zeekoet*
grauwe pijlstormvogel	stormmeeuw	papegaaiduiker
vale pijlstormvogel	zwartkopmeeuw	graspieper
stormvogeltje	geelpootmeeuw	witte kwikstaart
vaal stormvogeltje	kleine mantelmeeuw	merel
jan-van-gent	zilvermeeuw	koperwiek
aalscholver	grote mantelmeeuw	kramsvogel
kuifaalscholver	*mantelmeeuw spec.*	zanglijster
rotgans	dwergmeeuw	*zangvogel spec.*
bergeend	drieteenmeeuw	spreeuw
krakeend	*grote / kleine burgemeester*	kneu
zwarte zee-eend	*grote meeuw spec.*	vink
meerkoet	*meeuw spec.*	
goudplevier	noordse stern	

Tabel 2.3 Vastgestelde soorten tijdens vliegtuigtellingen in het windenergiegebied Borssele.

jan-van-gent	*grote meeuw spec.*	alk
stormmeeuw	drieteenmeeuw	zeekoet
kleine mantelmeeuw	dwergmeeuw	*alk / zeekoet*
zilvermeeuw	*meeuw spec.*	
grote mantelmeeuw	grote stern	

Tabel 2.4 Vastgestelde soorten tijdens MWTL vliegtuigtellingen en ESAS scheepstellingen in het windenergiegebied Borssele.

duikers	eider	zilvermeeuw
fuut	zwarte zee-eend	grote mantelmeeuw
noordse stormvogel	grote zee-eend	drieteenmeeuw
grauwe pijlstormvogel	kleine jager	grote stern
noordse pijlstormvogel	grote jager	*visdief/noordse stern*
stormvogeltje	dwergmeeuw	dwergstern
vaal stormvogeltje	kokmeeuw	zeekoet
jan-van-gent	stormmeeuw	alk
aalscholver	kleine mantelmeeuw	kleine alk
kuifaalscholver	zilvermeeuw	papegaaiduiker

Alle drie deze methodes onderschatten de aantallen (nachtelijke) trekvogels (met name zangvogels) die door het gebied heen trekken. Echter met radaronderzoek is wel een orde-grootte bepaling te doen van deze aantallen. Daarom is specifiek voor deze groep en de ganzen/zwanen en eenden ook gebruik gemaakt van fluxmetingen en hoogteverdelingen in OWEZ (Krijgsveld *et al.* 2011, Fijn *et al.* 2015). Uit deze data werden fluxen bepaald op rotorhoogtes voor de verschillende alternatieven in windenergiegebied Borssele. Op basis van enkele aannames en de percentages van soortgroepen werden hiervoor worst-case aantallen aanvaringsslachtoffers voor een windpark in Kavel III of IV in windenergiegebied Borssele berekend.

Verder wordt een overzicht gegeven van de bestaande kennis van het voorkomen, de herkomst en het gedrag (bijvoorbeeld seizoenstrek) van vleermuizen boven het windenergiegebied Borssele. Op basis van deze gegevens is een inschatting gedaan van de effecten op de populaties van deze soortgroep.

In vergelijking met vogels is er weinig bekend over de populatiegroottes van vleermuizen. Het European Topic Centre on Biological Diversity geeft een overzicht van schattingen en trends van vleermuispopulaties in landen van de Europese Unie (http://bd.eionet.europa.eu/article17/reports2012/). Gegevens van deze databank zijn gebruikt om populatiegroottes te bepalen.

De totale populatiegroottes liggen in werkelijkheid hoger dan gepresenteerd in de desbetreffende tabellen. Dit komt voornamelijk omdat data van (grote) niet-Europese landen, zoals Rusland en Wit-Rusland, ontbreken. Vooral Rusland herbergt een groot deel van de Europese populaties van trekkende vleermuizen die in Nederland en omgeving in de trekperiode aangetroffen worden. Bovendien ontbreken populatieschattingen ook voor een aantal EU landen, zoals voor Denemarken, Duitsland en Estland. Ondanks het ontbreken van exacte gegevens, is wel bekend dat in Estland grote aantallen ruige dwergvleermuizen leven, net zoals dat in Duitsland geldt voor rosse vleermuizen. Data op een kleinere schaal dan land-niveau zijn niet voorhanden.

2.2 Lokaal verblijvende vogels

Binnen de begrenzing van het windenergiegebied Borssele verblijven diverse soorten vogels die daar buiten het broedseizoen in meer of mindere mate permanent verblijven. Sommige soorten overwinteren vanaf het najaar in het gebied en keren in het vroege voorjaar weer terug naar hun (meestal noordelijker gelegen) broedgebieden. Andere soorten maken maar enkele dagen tot meerdere weken gebruik van het gebied. Op basis van de gegevens uit verschillende scheeps- en vliegtuigtellingen in en nabij het windenergiegebied Borssele worden hieronder de diverse soorten of soortgroepen besproken (b.v. Poot *et al.* 2011 & 2013, Vanermen *et al.* 2013) aangevuld met de NCP-vogelatlassen van Baptist & Wolf (1993) en Camphuysen & Leopold (1994) en enkele recentere rapporten op soortniveau (Berrevoets & Arts 2001, 2002, 2003, Arts 2013). De weergegeven dichtheden zijn de

jaargemiddelden per soort op basis van maandelijkse dichtheden. Deze jaargemiddelden zijn bepaald voor twee perioden; voor de bouw van windmolenparken in Belgische wateren (2003-2008) en na de bouw van deze parken (2009-2013). Het maximum van deze twee waarden wordt opgevoerd als jaargemiddelde dichtheid. Daarnaast wordt tussen haken () ook de maximale maand-dichtheid gegeven. Deze paragraaf wordt afgesloten met een tabel waarin de maandelijks getelde dichtheden worden weergegeven voor de verschillende soorten en soortgroepen en de verschillende bronnen (tabel 2.5 (scheepstellingen Vanermen *et al.* 2013), tabel 2.6 (vliegtuigtellingen Poot *et al.* 2011) en tabel 2.7 (vliegtuig- en scheepstellingen MWTL/ESAS)). In dit rapport wordt aangenomen dat de dichtheden in het Belgische deel van de Noordzee grenzend aan windenergiegebied Borssele representatief zijn voor de dichtheden in windenergiegebied Borssele.

Duikers

In de Zuidelijke Bocht van de Noordzee overwinteren enkele duizenden duikers, waarvan de roodkeelduiker verreweg de meest talrijke soort is die in internationaal kwalificerende aantallen aanwezig is. Parelduikers zijn het meest talrijk aanwezig tijdens de voorjaarstrek (april/mei) maar blijven ook dan in de minderheid. IJsduiker en geelsnavelduiker zijn in ons land dermate schaars dat ze op het NCP geen rol van betekenis spelen. De kern van het verspreidingsgebied van alle duikers in Nederland ligt in de kustzone, doorgaans binnen de doorgaande NAP -20 m dieptelijn. Tijdens de voorjaarstrek kan deze verspreiding iets breder zijn (Leopold *et al.* 2004). Het windenergiegebied Borssele ligt dermate ver offshore dat het hoofdzakelijk buiten het reguliere winterverspreidingsgebied van de duikers valt. Aanvullend onderzoek naar de verspreiding van duikers in de Voordelta (Poot *et al.* 2006) onderschrijft dat duikers soms verder offshore kunnen voorkomen met name in de trektijd. De maximale jaarlijkse dichtheid aan roodkeelduikers nabij windenergiegebied Borssele (op dezelfde afstand uit de kust) was 0,02 vogels per km^2 (maand-maximimum: 0,49) tijdens scheepstellingen (Vanermen *et al.* 2013) en in het windenergiegebied Borssele 0,02 tijdens vliegtuigtellingen (Poot *et al.* 2011) op basis van geïnterpoleerde dichtheden voor duikers in het algemeen. De dichtheid parelduikers was < 0,00 (max 0,04) tijdens de scheepstellingen, evenals de dichtheid ongedetermineerde duikers (max 0,14). Dichtheden van andere soorten zijn nog veel lager.

Futen

Op het NCP komen vijf soorten futen voor: fuut, roodhalsfuut, geoorde fuut, kuifduiker en dodaars. Zo'n 20% van de Europese futen kan zich in de Nederlandse kustzone bevinden, voor de andere soorten ligt dit percentage veel lager (Poot *et al.* 2012, Leopold *et al.* 2012). Alle futen zijn vogels van de kustzone, die nooit verder dan een paar kilometer de zee opgaan. De jaarlijkse dichtheid aan futen was dan ook < 0,00 (max 0,05) tijdens de scheepstellingen. Daardoor zijn ze geen van alle relevant voor offshore windparken buiten de 20 meter dieptelijn.

Noordse stormvogel

De noordse stormvogel is een zeer talrijke soort op het NCP, maar komt voornamelijk in de noordelijke helft voor. Zijn gedrag is echter tamelijk onvoorspelbaar en op allerlei momenten in het jaar, en onder zeer diverse weersomstandigheden zijn omvangrijke invasies gezien in de Zuidelijke Bocht. Deze worden vooral opgemerkt langs de kust, maar aangezien deze soort een vogel van open zee is, kunnen bij dergelijke invasies ook aanzienlijke aantallen iedere willekeurige locatie verder offshore in de Zuidelijke Bocht invliegen. De maximale jaarlijkse dichtheid van noordse stormvogels nabij windenergiegebied Borssele (op dezelfde afstand uit de kust) was 0,55 vogels per km^2 (max 12,24) tijdens scheepstellingen (Vanermen *et al.* 2013) en in het windenergiegebied Borssele 0,01 tijdens vliegtuigtellingen (Poot *et al.* 2011) op basis van geïnterpoleerde dichtheden.

Overige stormvogels, pijlstormvogels en stormvogeltjes

Twee soorten pijlstormvogels komen min of meer regulier voor in de offshore Zuidelijke Bocht: de noordse en grauwe pijlstormvogel. Ze worden hier echter nooit in grote aantallen gezien en enig effect op hun (zeer omvangrijke) populaties vallen door geen enkele menselijke activiteit in de Zuidelijke Bocht te verwachten. Vale pijlstormvogels worden jaarlijks vanaf de kust langsvliegend gezien, maar nooit in grote aantallen en waarnemingen offshore zijn uitermate schaars. De aantallen kuhls- en grote pijlstormvogels zijn nog lager en deze soorten worden minder dan jaarlijks waargenomen vanaf de kust. Dit laatste geldt ook voor de beide stormvogeltjes die jaarlijks door de Nederlandse kustzone trekken (stormvogeltje en vaal stormvogeltje). Alle andere soorten komen alleen als dwaalgast in Nederlandse wateren voor. Zowel noordse, grauwe, vale pijlstormvogels, het vaal stormvogeltje en stormvogeltje werden gezien tijdens de boottellingen nabij het windenergiegebied Borssele, echter de maximale jaarlijkse dichtheid bedroeg voor alle soorten <0,00 (respectievelijke maxima: 0,11, 0,05, 0,05, 0,15 en 0,11) vogels per km^2 (Vanermen *et al.* 2013).

Jan-van-gent

Met name in het voor- en najaar trekken grote aantallen jan-van-genten door de Nederlandse Noordzee via het Kanaal naar het zuiden. Maar ook in de winter verblijven er vele jan-van-genten in de Nederlandse Noordzee. Het is een vogel van de open zee die het windenergiegebied Borssele als regulier verspreidingsgebied heeft. De gemiddelde jaar-dichtheid jan-van-genten nabij het windenergiegebied Borssele was 1,01 (max 14,44) vogels per km^2 tijdens scheepstellingen (Vanermen *et al.* 2013) en in het windenergiegebied Borssele 0,37 tijdens vliegtuigtellingen (Poot *et al.* 2011) op basis van geïnterpoleerde dichtheden.

Aalscholvers

De aalscholver krijgt steeds meer broedkolonies in de Noord-Hollandse duinen en wordt daardoor ook in steeds grotere aantallen op de Noordzee waargenomen. Het gehele jaar door verblijven er aalscholvers op zee die gebruik maken van offshore structuren zoals (gas)platforms en het PAWP en OWEZ om hun veren te drogen tijdens het foerageren. Vanwege de afstand tot de kust betreft dit overwegend niet-

broedvogels. Omdat het PAWP al door aalscholvers in gebruik is genomen kan een windpark in het windenergiegebied Borssele ook gekoloniseerd worden door niet-broedvogels. Tijdens de boottellingen nabij het windenergiegebied Borssele bedroeg de gemiddelde jaar-dichtheid aalscholvers <0,00 (max 0,23) vogels per km^2 (Vanermen *et al.* 2013). Kuifaalscholvers broeden niet in Nederland maar vooral jonge vogels van de Britse Eilanden steken over om hier te overwinteren en maken dan vaak gebruik van offshore platforms. Ook in het windenergiegebied Borssele is deze soort te verwachten in kleine dichtheden, en tijdens de boottellingen werd een maximale dichtheid van 0,05 vogels per km^2 gevonden (gemiddeld <0,00).

Zee-eenden

Diverse soorten zee-eenden en eenden hebben de zee als habitat en overwinteren in grote aantallen in de Nederlandse Noordzee. Met name zwarte en grote zee-eenden en de eider overwinteren met een ordegrootte van honderdduizend vogels op het NCP. Ze zijn echter gebonden aan relatief ondiep water met een rijke voedselvoorziening in de vorm van schelpdierbanken. Deze omstandigheden doen zich niet voor in het windenergiegebied Borssele, zodat hier alleen vogels op doortrek langs zullen komen. Hetzelfde geldt in nog sterkere mate voor soorten als brilduiker, middelste zaagbek en ijseend. Zij zijn nog sterker gebonden aan ondiep kustwater en zullen ook in de trektijd uitsluitend als dwaalgast in het windenergiegebied Borssele voorkomen. Tijdens de boottellingen nabij het windenergiegebied Borssele bedroeg de gemiddelde dichtheid zwarte zee-eenden 0,01 (max. 1,22) vogels per km^2 (Vanermen *et al.* 2013). De andere soorten zee-eenden werden niet waargenomen tijdens de boottellingen. Tijdens de vliegtuigtellingen van Poot *et al.* (2011) werden in het geheel geen (zee-)eenden gezien in het windenergiegebied Borssele.

Jagers

Alle vier de Europese jagersoorten (grote, middelste, kleine en kleinste jager) trekken over het NCP, van hun broedgebieden in Schotland en verder noordelijk naar de Golf van Biskaje en West-Afrika. Schotse, en mogelijk ook IJslandse, grote en kleine jagers volgen hier een brede “trekroute” die ten zuiden van de Doggersbank, diagonaal over de Noordzee richting Nederlandse kust voert. Daarna vliegen ze het kanaal door naar de zuidelijk gelegen overwinteringsgebieden en gezien hun offshore verspreidings-patroon volgt een groot deel van deze vogels een offshore route waarbij het waarschijnlijk is dat deze soorten door het windenergiegebied Borssele trekken. Daarnaast foerageren jagers ook tijdens de trek waardoor ze soms voor langere tijd in bepaalde gebieden kunnen blijven hangen als de voedselsituatie daar gunstig is. Omdat de populaties grote en kleine jagers relatief klein zijn (enkele tienduizenden broedparen elk), steekt jaarlijks een relatief belangrijk deel van deze populaties de Noordzee over en deze vogels krijgen op hun route te maken met een eventueel windpark in het windenergiegebied Borssele. Zowel grote, middelste en kleine jagers werden gezien tijdens de boottellingen nabij het windenergiegebied Borssele en de gemiddelde dichtheid bedroeg respectievelijk 0,03, < 0,00 en 0,02 (max: 0,62, 0,11, 0,50) vogels per km^2 (Vanermen *et al.* 2013).

Meeuwen

Meeuwen zijn numeriek meestal de dominante vogels in de Zuidelijke Bocht. De hoogste dichtheden worden in de kustzone bereikt, maar ze komen ook altijd en overal offshore voor, en soms in grote concentraties. Dit laatste vooral achter viskotters, waardoor de locaties met dergelijke concentraties (tot vele duizenden vogels) tamelijk onvoorspelbaar zijn. Offshore zijn de kleine mantelmeeuw (zomer), en zilvermeeuw en grote mantelmeeuw (winter) de belangrijkste soorten. Veel van deze vogels die ver offshore opereren vertonen ochtend- en slaaptrek. Er is echter niet één nauwe baan voor deze ochtend- en avondtrek, naar één vaste aanlandingsplaats of slaapplaats. Rustende meeuwen kunnen op ieder verlaten strand of duinmeer gaan zitten, inclusief de locaties waar zich in de zomer kolonies bevinden. Ook op en in de nabijheid van offshore platforms slapen vele soorten meeuwen.

Zilvermeeuwen die offshore op het NCP overwinteren zijn zowel eigen broedvogels als vogels die veel noordelijker of op de Britse Eilanden broeden, dus dit zijn echte trekvogels. Voor de grote mantelmeeuw is de Zuidelijke Bocht een zeer belangrijk overwinteringsgebied van internationaal belang. Van beide soorten komt maximaal ruim 10% van de totale populatie op het NCP voor, maar een groot aandeel hiervan zit in de kustzone. In het voorjaar en de nazomer verblijven de grootste aantallen kleine mantelmeeuwen op het NCP. De gemiddelde dichtheid van kleine mantelmeeuw, zilvermeeuw en grote mantelmeeuw bedroeg respectievelijk 3,03, 0,37 en 2,15 (max. 63,85, 12,96, 38,56) vogels per km^2 (Vanermen *et al.* 2013) tijdens de scheepstellingen. Geïnterpoleerde dichtheden uit de vliegtuigtellingen bedroegen respectievelijk 0,84, 0,11 en 0,27 (Poot *et al.* 2011).

Drieteenmeeuwen komen voornamelijk boven open zee voor, en zijn de dominante kleine meeuwensoort in het windenergiegebied Borssele. Vooral tijdens de trek komen soms aanzienlijke aantallen verder op zee voor. Van de kleinere soorten meeuwen, zitten de meeste kok-, storm- en dwergmeeuwen in de kustzone. Kokmeeuwen steken jaarlijks in grote aantallen over naar Engeland. Stormmeeuwen komen in een brede band voor de Nederlandse kust voor (vooral in de winter) en het plangebied ligt buiten hun kerngebied. Dwergmeeuwen komen in Nederland vooral voor als trekvogel. Jaarlijks trekt een zeer groot deel van de gehele populatie over het Nederlandse deel van de Noordzee. Deze trek kan tamelijk ver offshore plaatsvinden, tot op de hoogte van het windenergiegebied Borssele (Leopold *et al.* 2004, Poot *et al.* 2011, Leopold *et al.* 2012), en is in het najaar voornamelijk van noordoost naar zuidwest en in het voorjaar de andere kant op (Camphuysen 2009). Tijdens de scheepstellingen werden nabij het windenergiegebied Borssele drieteenmeeuwen, kokmeeuwen, stormmeeuwen en dwergmeeuwen vastgesteld. De gemiddelde dichtheid van deze soorten bedroeg respectievelijk 1,58, 0,01, 0,88 en 0,29 (max 86,03, 0,20, 53,73 en 7,15) vogels per km^2 (Vanermen *et al.* 2013). Geïnterpoleerde dichtheden uit de vliegtuigtellingen zijn alleen beschikbaar voor drieteenmeeuwen en dwergmeeuwen, en deze bedroegen respectievelijk 0,24 en 0,54 (Poot *et al.* 2011).

Sterns

Sterns komen met name in de trektijd voor langs de Nederlandse kust, vooral ten oosten van het windenergiegebied Borssele. De aantallen kunnen groot zijn: tienduizenden visdieven, noordse sterns en grote sterns en ook grote aantallen zwarte sterns die ten (noord)oosten van Nederland broeden. Grote sterns komen tijdens de voorjaarstrek en in de nazomer in lage dichtheden voor in het windenergiegebied Borssele (Vanermen *et al.* 2013, Poot *et al.* 2011). Deze grote sterns zijn niet alleen afkomstig uit Nederland maar ook uit een groot deel van de NW Europese metapopulatie. Vogels die ten noordwesten en noordoosten van Nederland broeden, zoals visdieven en noordse sterns uit Schotland, IJsland en Scandinavië, en zwarte sterns uit Oost-Europa trekken ook ver over zee en kunnen het windenergiegebied Borssele kruisen. Deze vogels kunnen op hun voorjaarstrek ook ver offshore in groepen voorkomen, die al volop bezig zijn met de balts (Camphuysen 1991) of kunnen hier na het broedseizoen enige tijd in groepsverband verblijven (Camphuysen & Winter 1996). Dwergsterns zijn in hun voorkomen en trek op de Noordzee beperkt tot estuaria en de kustzone. Visdieven, noordse sterns, grote sterns en zwarte sterns werden gezien tijdens de boottellingen nabij het windenergiegebied Borssele en de gemiddelde dichtheid bedroeg respectievelijk 0,07, < 0,00, 0,08 en <0,00 (max 3,00, 0,04, 3,83 en 0,05) vogels per km^2 (Vanermen *et al.* 2013). Tijdens de vliegtuigtellingen van Poot *et al.* (2011) konden alleen geïnterpoleerde dichtheden worden bepaald van grote stern met 0,20 vogel per km^2.

Alkachtigen

Vier soorten alkachtigen komen offshore op het NCP regulier voor. Alk en zeekoet kunnen in de Zuidelijke Bocht in internationaal belangrijke aantallen overwinteren (1 tot 2% van de populaties). Vooral aan het eind van de winter kunnen de aantallen in de Zuidelijke Bocht sterk oplopen. De papegaaiduiker en de kleine alk verkiezen meestal helderder water verder noordwestelijk op het NCP en komen in de Zuidelijke Bocht alleen tijdens invasies in vrij grote aantallen voor (Camphuysen & Leopold 1996, Camphuysen 2008). De gemiddelde dichtheden alken en zeekoeten nabij het windenergiegebied Borssele bedroegen tijdens de scheepstellingen respectievelijk 1,67 en 0,55 (max 15,15 en 7,20) vogels per km^2 (Vanermen *et al.* 2013). De gemiddelde geïnterpoleerde dichtheden zeekoeten en alken vanuit het vliegtuig bedroeg respectievelijk 0,49 vogels per km^2 en alken 0,91 vogels per km^2 (Poot *et al.* 2011).

Tabel 2.5 Maandelijkse dichtheden van vogels nabij het Kavel Borssele met een onderscheid tussen de periode voor de bouw van de Belgische windparken Belwind en C-Power en daarna, geteld vanaf schepen (b.v. Vanermen et al. 2013).

	Pre-construction (2003 – 2008)												Post-construction (2009 – 2013)												Max.
Soort	Jan	Feb	Mrt	Apr	Mei	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec	Jan	Feb	Mrt	Apr	Mei	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec	Gem
roodkeelduiker	0,00	0,02	0,16	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,04	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,02
parelduiker	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
duiker spec.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
fuut	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
geoorde fuut / kuifduiker	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
noordse stormvogel	0,38	0,76	0,08	0,12	0,24	0,03	0,20	0,00	2,03	1,45	0,49	0,83	0,00	0,04	0,01	0,03	0,30	0,08	0,04	0,00	0,00	0,07	0,03	0,00	0,55
noordse pijlstormvogel	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
grauwe pijlstormvogel	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
vale pijlstormvogel	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
stormvogeltje	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00
vaal stormvogeltje	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
jan-van-gent	1,12	1,57	0,45	0,07	0,09	0,48	0,30	0,06	3,83	2,20	1,69	0,24	0,11	0,56	0,71	0,16	0,07	0,10	0,11	0,14	0,19	0,71	0,72	0,14	1,01
aalscholver	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
kuifaalscholver	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00
rotgans	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
bergeend	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
krakeend	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00
zwarte zee-eend	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
meerkoet	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
goudplevier	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
wulp	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
regenwulp	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
grote jager	0,03	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,15	0,00	0,03	0,02	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,01	0,02	0,04	0,02	0,07	0,01	0,01	0,03
middelste jager	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00
kleine jager	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,07	0,08	0,03	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02
jager spec.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
kokmeeuw	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,02	0,01	0,01	0,00	0,00	0,03	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,01
stormmeeuw	7,85	0,34	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,76	1,55	0,33	0,21	0,78	0,06	0,00	0,00	0,02	0,00	0,02	0,10	0,01	4,53	0,88
zwartkopmeeuw	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
geelpootmeeuw	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00
kleine mantelmeeuw	0,24	0,53	2,86	12,21	16,87	0,96	2,08	0,08	0,12	0,14	0,22	0,02	0,08	2,11	3,39	5,70	3,46	3,47	0,70	0,67	0,76	0,16	0,01	0,14	3,03
zilvermeeuw	3,30	0,42	0,00	0,03	0,14	0,03	0,01	0,00	0,00	0,02	0,00	0,49	0,11	1,02	0,18	0,20	0,16	0,04	0,00	0,01	0,01	0,02	0,00	0,80	0,37
grote mantelmeeuw	10,34	1,11	0,02	0,01	0,00	0,00	0,00	0,14	0,04	0,30	6,62	7,21	0,55	0,36	0,21	0,05	0,00	0,01	0,01	0,04	0,21	0,17	0,22	2,56	2,15
mantelmeeuw spec.	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00	0,01
dwergmeeuw	0,59	0,18	0,90	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,29	0,24	0,14	0,05	0,14	1,25	1,59	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,05	0,17	0,21	0,29
drieteenmeeuw	0,89	1,01	0,08	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,32	2,45	7,53	6,69	1,05	1,68	1,73	0,06	0,00	0,01	0,04	0,00	0,00	0,68	1,30	9,64	1,58
grote / kleine burgemeester	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
grote meeuw spec.	0,00	0,00	0,00	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
meeuw spec.	0,00	10,84	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,91

Vervolg tabel 2.5

	Pre-construction (2003 – 2008)												Post-construction (2009 – 2013)												Max.
Soort	Jan	Feb	Mrt	Apr	Mei	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec	Jan	Feb	Mrt	Apr	Mei	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec	Gem
noordse stern	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
visdief	0,00	0,00	0,00	0,11	0,00	0,00	0,04	0,58	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10	0,00	0,03	0,07	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07
visdief / noordse stern	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
grote stern	0,00	0,00	0,03	0,17	0,00	0,00	0,11	0,60	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,29	0,08	0,09	0,25	0,02	0,04	0,00	0,00	0,00	0,08
zwarte stern	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
alk	0,61	0,67	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,69	0,80	0,56	1,55	1,63	1,10	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,13	0,77	0,40	0,55
zeekoet	5,26	1,13	1,57	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,03	6,41	3,68	3,19	1,29	0,50	0,04	0,03	0,00	0,01	0,00	0,03	0,61	1,11	1,59	1,67
alk / zeekoet	0,00	0,13	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18	0,09	0,23	0,36	0,23	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,09	0,05	0,17	0,08
papegaaiduiker	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
graspieper	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00
witte kwikstaart	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
merel	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00
koperwiek	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,01
kramsvogel	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00
zanglijster	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
zangvogel spec.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
spreeuw	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	1,87	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,16
kneu	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
vink	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00

Tabel 2.6 Geinterpoleerde dichtheden van vogels in het windenergiegebied Borssele geteld vanuit vliegtuigen (Poot et al*. 2011).*

soort/soortgroep	mei	jul	aug	sep	okt	nov	jan	feb	apr	gem.
duikers	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,02	0,07	0,00	0,02
noordse stormvogel	0,00	0,00	0,05	0,01	0,01	0,07	0,00	0,00	0,00	0,01
jan-van-gent	0,00	0,13	0,78	0,21	0,30	1,51	0,00	0,39	0,00	0,37
dwergmeeuw	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,16	0,00	0,31	4,37	0,54
drieteenmeeuw	0,00	0,00	0,00	0,05	0,06	0,98	0,37	0,72	0,00	0,24
stormmeeuw	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,47	0,17	0,14	0,00	0,20
kleine mantelmeeuw	0,65	1,37	0,26	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	5,21	0,84
zilvermeeuw	0,03	0,10	0,00	0,00	0,02	0,28	0,32	0,20	0,04	0,11
grote mantelmeeuw	0,00	0,00	0,07	0,12	0,05	1,41	0,25	0,52	0,00	0,27
grote meeuwen	0,62	1,25	0,51	0,32	0,72	1,01	0,54	1,05	5,27	1,25
grote stern	0,24	0,52	0,48	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,58	0,20
zeekoet	0,00	0,04	0,01	0,10	0,01	0,26	0,42	3,57	0,01	0,49
alk	0,00	0,03	0,01	0,14	0,01	0,48	1,63	5,89	0,03	0,91
alk/zeekoet	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,15	0,38	0,11	0,00	0,07

Tabel 2.7 Geinterpoleerde dichtheden van vogels in het windenergiegebied Borssele geteld vanuit vliegtuigen (MWTL) en schepen (ESAS).

soort/soortgroep	dec/jan	feb/maa	apr/mei	jun/jul	aug/sep	okt/nov	Gem.
duikers	0,13	0,27	0,22	0,00	0,00	0,04	0,11
fuut	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
noordse stormvogel	0,28	0,24	0,56	0,89	0,42	0,41	0,47
grauwe pijlstormvogel	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
noordse pijlstormvogel	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00
stormvogeltje	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
vaal stormvogeltje	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
jan-van-gent	0,20	0,49	0,36	0,31	0,36	3,32	0,84
aalscholver	0,05	0,01	0,02	0,02	0,02	0,01	0,02
kuifaalscholver	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
eider	0,22	1,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25
zwarte zee-eend	0,63	0,15	0,02	0,00	0,00	0,02	0,14
grote zee-eend	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
kleine jager	0,02	0,00	0,00	0,01	0,05	0,01	0,01
grote jager	0,01	0,01	0,00	0,04	0,06	0,02	0,02
dwergmeeuw	0,07	0,19	0,40	0,01	0,04	0,15	0,15
kokmeeuw	0,00	0,09	0,00	0,02	0,06	0,01	0,03
stormmeeuw	0,77	0,52	0,11	0,02	0,06	0,77	0,38
kleine mantelmeeuw	0,07	0,48	7,28	4,45	2,74	0,26	2,55
zilvermeeuw	0,34	0,64	0,25	0,21	0,08	0,57	0,35
grote mantelmeeuw	0,61	0,38	0,07	0,04	0,24	0,97	0,39
drieteenmeeuw	2,00	2,44	1,24	1,46	0,44	3,17	1,79
grote stern	0,00	0,00	0,41	0,09	0,20	0,00	0,12
visdief/noordse stern	0,01	0,01	0,81	0,17	1,69	0,00	0,45
dwergstern	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00
zeekoet	1,45	0,95	0,53	1,04	0,60	1,53	1,02
alk	0,24	0,35	0,04	0,31	0,02	0,31	0,21
kleine alk	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
papegaaiduiker	0,01	0,01	0,01	0,04	0,01	0,01	0,01

2.3 Kolonievogels

Binnen de begrenzing van het windenergiegebied Borssele broeden geen vogels, echter diverse soorten die broeden aan de kust komen tijdens (dagelijkse) foerageervluchten op zee in het gebied tijdens het broedseizoen. Broedvogels van de Nederlandse kusten die *tijdens foerageervluchten* hun voedsel op zee verzamelen zijn aalscholvers, diverse soorten meeuwen (grote & kleine mantelmeeuw, zilvermeeuw, stormmeeuw en kokmeeuw) en verschillende soorten sterns (dwergstern, noordse stern, visdief en grote stern). In het buitenland broeden daarnaast een aantal soorten die (zeer) lange foerageertochten maken en daarmee in Nederlandse wateren kunnen voorkomen zoals jan-van-gent, noordse stormvogel, drieteenmeeuw, alk en zeekoet. Ook de eider broedt aan de Nederlandse kust en foerageert op de Noordzee, echter

deze soort maakt geen foerageervluchten en is daarom niet behandeld in deze paragraaf. In tabel 2.8 wordt een overzicht gegeven van de beschikbare informatie over foerageerrange per soort die vervolgens in meer detail wordt uitgewerkt in het resterende deel van deze paragraaf.

Tabel 2.8 Samenvattende tabel van beschikbare informatie over foerageerrange van kolonievogels broedend rond de Zuidelijke Noordzee op basis van de reviews van Thaxter et al. (2012a), Lascelles et al. (2012), en diverse directe bronnen (zie tekst).

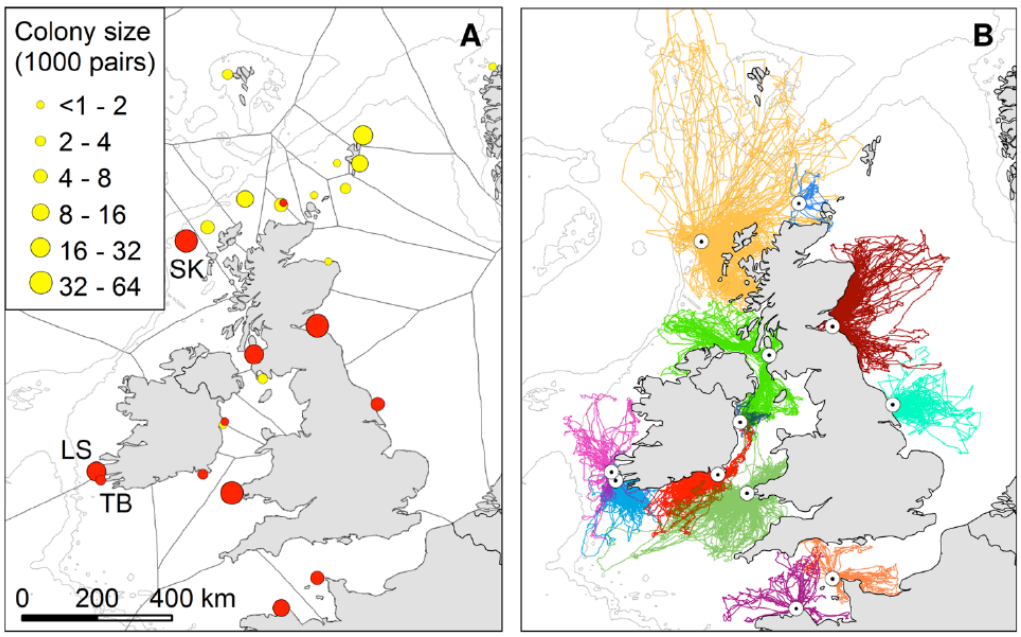
soort	Gemiddelde afstand tot kolonie	Gemiddeld maximale afstand tot kolonie per tocht	Maximale afstand tot kolonie
jan-van-gent	93	229	590
aalscholver	5	28	35
noordse stormvogel	48	400	800
drieteenmeeuw	25	66	200
kokmeeuw*	11	26	40
stormmeeuw*^	25	50	50
kleine mantelmeeuw	80	141	181
zilvermeeuw^	11	61	92
grote mantelmeeuw*	80	141	181
dwergstern	2	6	11
noordse stern	7	24	30
visdief	5	15	30
grote stern	12	49	54
zeekoet	38	84	200
alk	24	49	95

* geen bewijs op basis van tracking data met radiozenders of GPS-dataloggers

^ Vogels uit Nederlandse kolonies veel meer kustgebonden verspreiding.

Jan-van-gent

De dichtsbijzijnde kolonies jan-van-genten ten opzichte van het windenergiegebied Borssele liggen in het Verenigd Koninkrijk (Bempton Cliffs, Bass Rock), Frankrijk (Rouzic - Sept-Îles), Guernsey (Alderney) en Duitsland (Helgoland). De jan-van-gent is een zeevogel die tijdens het broedseizoen lange foerageervluchten maakt op zee om voedsel te zoeken voor hun jongen. Foerageertochten van meer dan 1.000 km per tocht en een maximale foerageerrange van 640 km zijn vastgesteld in het verleden (e.g. Garthe *et al.* 2007a en 2007b, Hamer *et al.* 2007, Votier *et al.* 2010, Wanless 1984), echter dit zijn waarschijnlijk uitzonderingen. Recent onderzoek met behulp van telemetrie-methodes (o.a. Wakefield *et al.* 2013) heeft er namelijk voor gezorgd dat er momenteel een veel nauwkeurigere schatting kan worden gemaakt van de gemiddelde en maximale foerageerafstand van broedende jan-van-genten (figuur 2.2).



Figuur 2.2 Ligging van kolonies (A) en foerageervluchten (B) van jan-van-genten in de nabijheid van windenergiegebied Borssele. Let op dat de kolonie op Helgoland niet is afgebeeld. Afbeelding overgenomen uit Wakefield et al. (2013).

Tijdens een foerageertocht kunnen jan-van-genten zeer lange afstanden afleggen door hun hoge vliegsnelheid, energie-zuinige vliegwijze en lange tripduur. Wel is het zo dat de maximale afstand tot de kolonie daarmee niet automatisch ook erg groot is. Gebaseerd op de maximale vliegsnelheid en de duur van foerageertrips suggereerde Nelson (1978) een foerageerrange van 320 – 480 km voor broedende jan-van-genten, echter door Hamer *et al.* (2000, 2001, 2006) werd aangetoond dat de gemiddelde vliegsnelheid van jan-van-genten tijdens een foerageervlucht veel lager is dan wat ze potentieel kunnen behalen. Als gevolg hiervan zijn ook hun foerageerranges een stuk kleiner. Gebaseerd op de gemiddelde vliegsnelheid van jan-van-genten en de gemiddelde tripduur werden gemiddelde foerageerranges berekend door Lascelles *et al.* (2012) voor Bempton Cliffs (40 km met 90% binnen de 91 km, gebaseerd op gegevens van Nelson 1978), Bass Rock (70 km met 95% binnen de 135 km, gebaseerd op gegevens van Nelson 1978), Ailsa Craig (87,5 km met 85% binnen de 135 km), St. Kilda (148 km met een maximum van 170 km, gebaseerd op Wanless 1981) and Hermaness (92 km met een maximum van 190 km; Garthe *et al.* 1999).

In enkele meer recente studies is in detail gekeken naar foerageerranges van jan-van-genten met behulp van satellietzenders en GPS loggers. Op Bass Rock bleken jan-van-genten een foerageerrange van 155 ± 65.3 km (range 68-276 km) te hebben (Hamer *et al.* 2009), terwijl in een andere studie op Bass Rock de gemiddelde foerageerrange van jan-van-genten 232 ± 95 km (range 39 – 540 km) bedroeg (Hamer *et al.* 2000, 2001, 2006). Vogels uit de Ierse kolonie van Great Saltee foerageerden zelfs nog veel dichter bij de kolonie met een gemiddelde foerageerrange van 89 ± 49 km (14 – 293 km; Hamer *et al.* 2001, 2006). Jan-van-genten uit de kolonie van Rouzic, Frankrijk hadden een gemiddelde foerageerrange van 100 km (range: 40

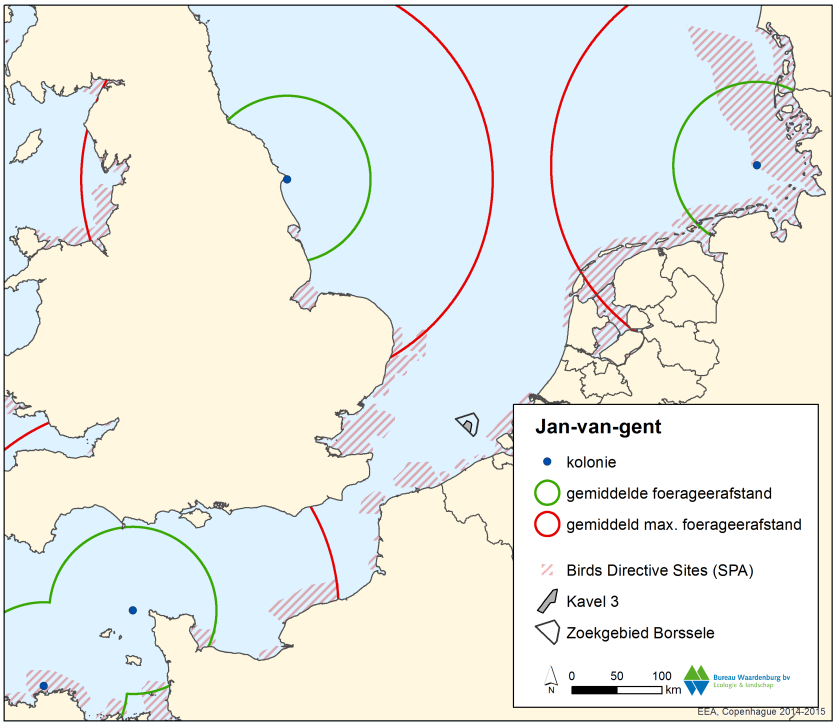
– 176) buiten de kolonie (Grémillet *et al.* 2006). Eén jan-van-gent uit de kolonies op Alderney (7.500 paar) maakte een tocht van 340 km, echter de meeste tochten waren (veel) korter. Uit een studie met GPS loggers op 14 jan-van-genten uit de kolonie van Bempton Cliffs bleek dat de gemiddelde foerageerrange 63,6 ± 8,9 km (range 8 – 308 km) bedroeg (Langston & Boggio 2011).

Naast deze nieuwe gegevens over de foerageerrange is het ook zo dat de foerageerafstand van jan-van-genten evenredig is met de grootte van een kolonie (Lewis *et al.* 2001). Aangezien zowel Bempton Cliffs (2.552 paar) als Helgoland (222 paar) relatief kleine kolonies zijn worden ook geen grote foerageerafstanden verwacht voor deze vogels en zullen tochten tot aan de Nederlandse kust een uitzondering vormen. Op basis van deze theorie is dus ook te verwachten dat de foerageerrange van de vogels uit de kolonie op Helgoland nog lager zal zijn dan die van Bempton Cliffs door de kleinere koloniegrootte.

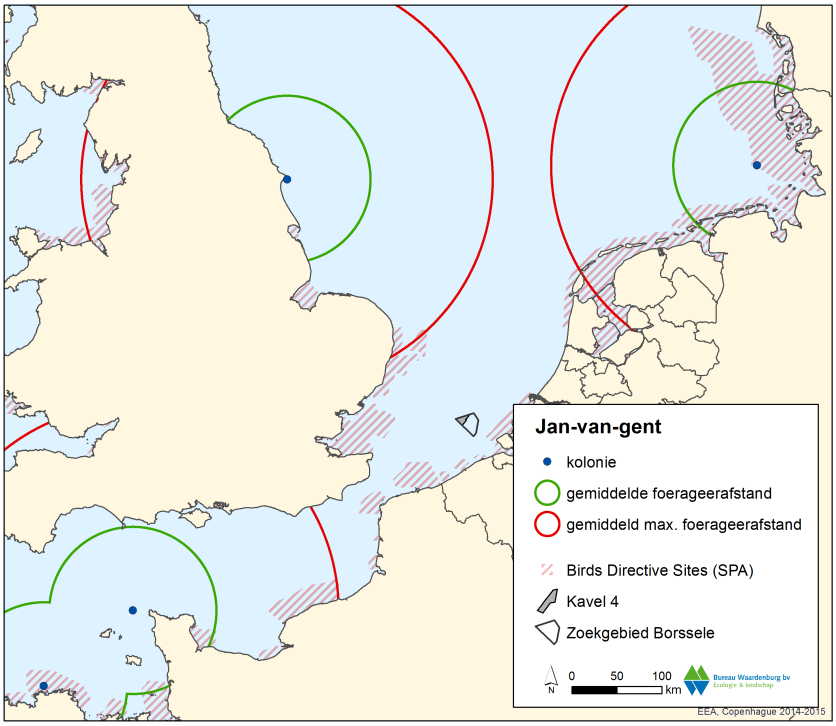
Naar aanleiding van een review van verschillende GPS studies wordt momenteel een gemiddelde maximum foerageerafstand van 229 km (95% van de vogels binnen deze afstand) aangehouden en een gemiddelde foerageerafstand van 93 km van de kolonie (Thaxter *et al.* 2012a). Dit zijn waarden die werden gemeten in de kolonie van Bempton Cliffs. Uitgezet op een kaart (fig. 2.3a en b) blijkt dat windenergiegebied Borssele daarmee buiten bereik van de kolonie van Bempton Cliffs (~330 km), Helgoland (~420 km), Alderney (~425 km) en Rouzic (~550 km). Aanvaringsslachtoffers jan-van-genten worden daarom **niet** behandeld in dit MER.

Aalscholvers
De aalscholver broedt in toenemende mate in de Nederlandse duinen en wordt daardoor ook in steeds grotere aantallen op de Noordzee waargenomen. Temeer omdat offshore structuren zoals windmolens, goede mogelijkheden bieden voor de soort om tijdens het foerageren op te rusten. Aalscholvers kunnen niet lang op zee verblijven omdat hun verenkleed water opneemt. De aanwezigheid op zee kan worden verlengd door gebruik te maken van geschikte plaatsen om de veren te drogen zoals platforms en ook offshore windturbines. Uit recent onderzoek blijkt dat in OWEZ en PAWP aalscholvers foerageren (Leopold *et al.* 2013), echter in welke mate dit broedende vogels zijn uit Noord-Hollandse kolonies is onbekend.

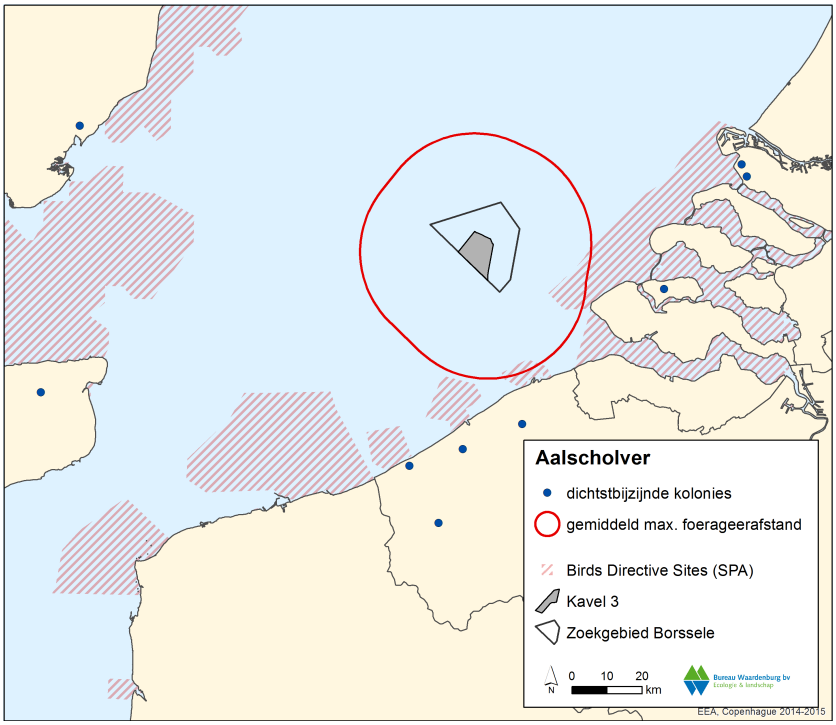
Op basis van meerdere studies naar de foerageerrange van aalscholvers kan worden samengevat dat deze gemiddeld zo'n 5 km (max 35 km) en een gemiddeld maximum van 25 km heeft (Thaxter *et al.* 2012a). In Nederland zijn echter veel grotere foerageerafstanden bekend uit het IJsselmeer (20-30 km; Voslamber 1988, Van Eerden & Voslamber 1995). Deze afstanden zijn gebaseerd op visuele waarnemingen, vliegsnelheid/tripduur, en studies met radiozenders. Met name op basis van deze laatste methode is een foerageerrange van enkele tientallen kilometers vanaf de kolonie vastgesteld. Ook in het Nederlandse Deltagebied zijn enkele kolonies aalscholvers waar onderzoek is gedaan naar de foerageerafstand van deze vogels. De meesten hiervan foerageren op de Noordzee (Fijn *et al.* 2014b).



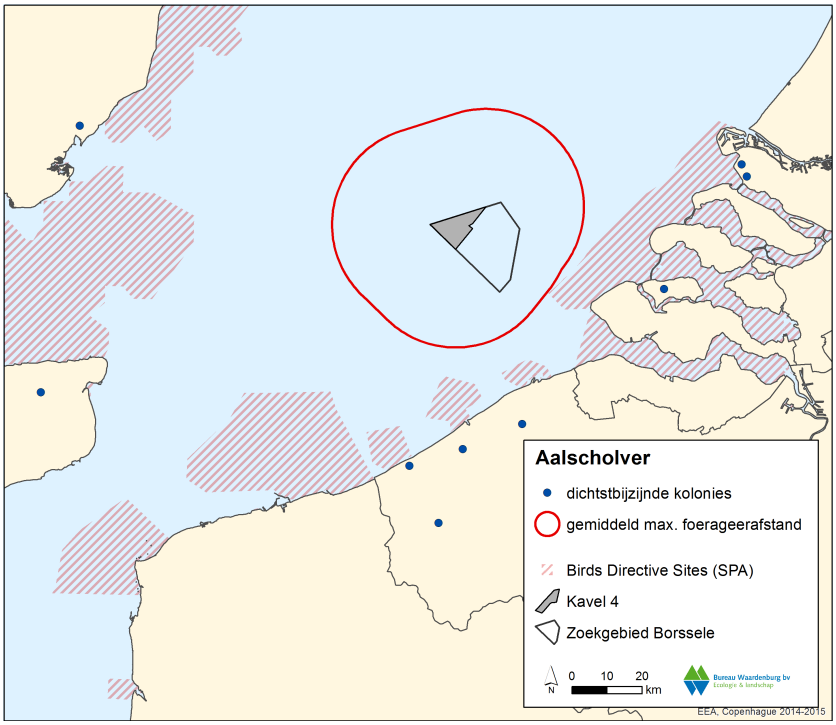
Figuur 2.3a Gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand (93 en 229 km) vanuit jan-van-genten kolonies rond Kavel III in windenergiegebied Borssele.



Figuur 2.3b Gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand (93 en 229 km) vanuit jan-van-genten kolonies rond Kavel IV in windenergiegebied Borssele.

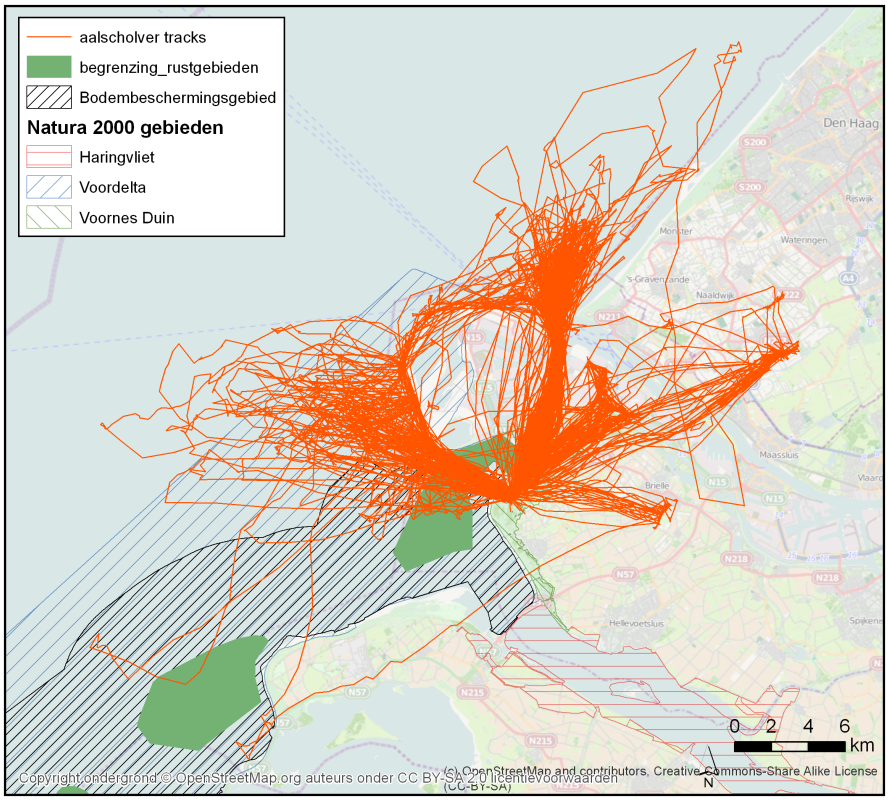


*Figuur 2.4a Buffer met gemiddeld maximale foerageerafstand (28 km) van aalscholver rond Kavel III in windenergiegebied Borssele. Kavel III ligt **niet** binnen het bereik van één van de kolonies.*



*Figuur 2.4b Buffer met gemiddeld maximale foerageerafstand (28 km) van aalscholver rond Kavel IV in windenergiegebied Borssele. Kavel IV ligt **niet** binnen het bereik van één van de kolonies.*

Recent onderzoek met GPS-loggers in een kolonie in de Voordelta (figuur 2.5) heeft een maximale foerageerafstand van 28 km van de broedkolonie aangetoond voor aalscholvers (Fijn *et al.* 2014b). Windenergiegebied Borssele ligt ver buiten deze range (figuur 2.4a en b), waardoor er geen broedlocaties van de aalscholver binnen de bereikbaarheidsstraal van Kavel III en IV liggen. Naar verwachting zal daarom de foerageeractiviteit van broedende aalscholvers in het windenergiegebied Borssele te verwaarlozen zijn.

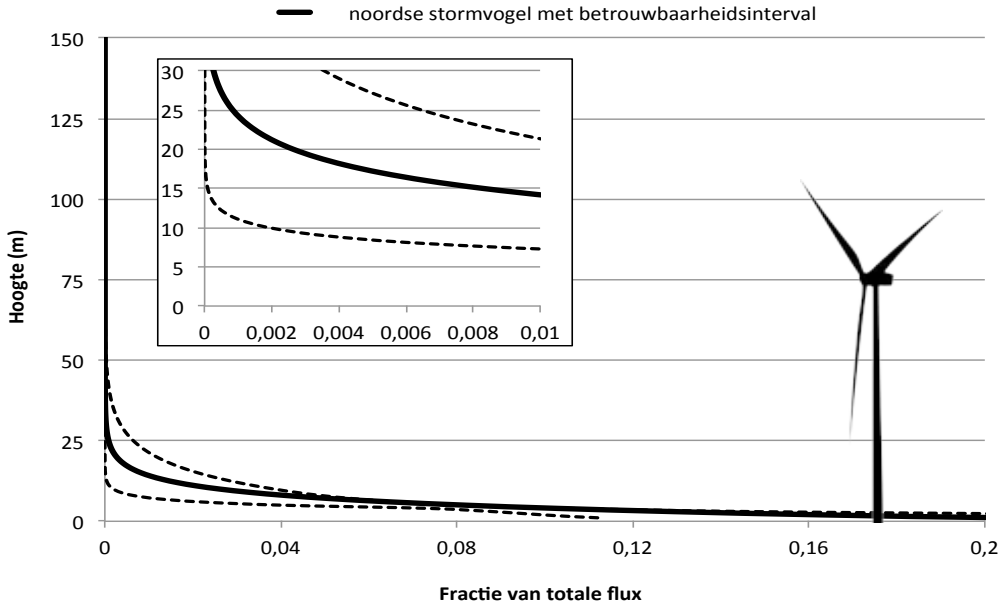


Figuur 2.5 Foerageervluchten van aalscholvers vanuit het Breede Water op Voorne. Afbeelding overgenomen uit Poot et al. (2013b).

Noordse stormvogel

De noordse stormvogel heeft potentieel een grote foerageerrange vanuit de kolonie doordat ze meerdaagse trips kunnen maken. Maximale tripranges van enkele honderden tot meer dan duizend kilometer van de kolonie zijn in het verleden vastgesteld (b.v. Dunnet & Ollason 1982, Falk & Møller 1995). De meeste van deze informatie is gebaseerd op tripduur en vliegsnelheden, echter ook ringterugmeldingen tijdens een broedseizoen en moderne trackingtechnieken worden als bron gebruikt voor deze afstanden. De meeste recente gegevens bestaan uit metingen met behulp van GPS-loggers waarbij gemiddeld de foerageerrange kleiner is dan 100 km, met enkele uitschieters tot ongeveer 800 km van de kolonie (Edwards *et al.* 2013). Over het algemeen worden voor noordse stormvogels foerageerafstanden aangehouden van gemiddeld 48 km, met een gemiddeld maximum van 400 km (maximaal 664 km) (Thaxter *et al.* 2012a, Lascelles *et al.* 2012). Op basis van deze gegevens kunnen

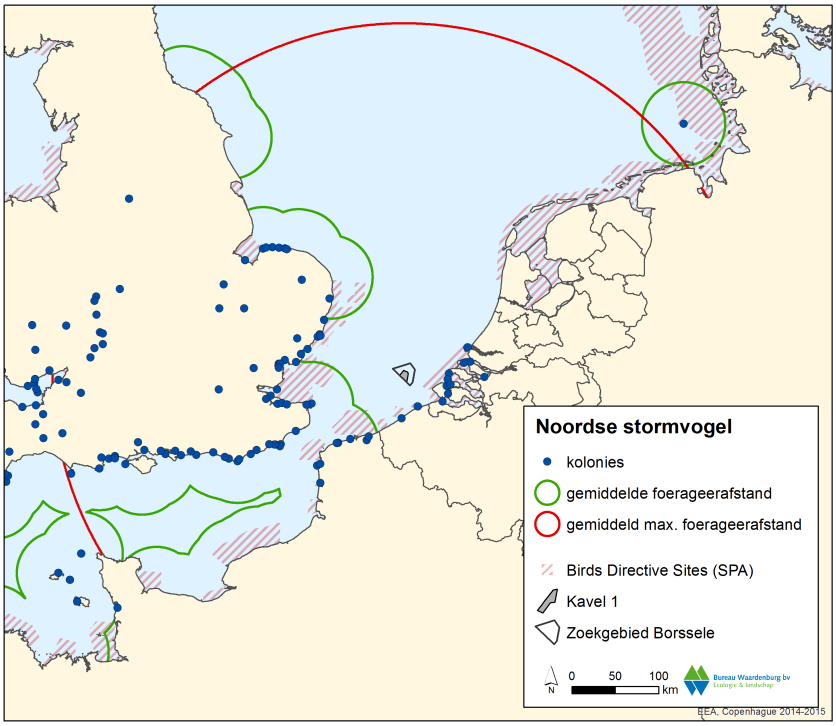
noordse stormvogels uit de kolonies in Noord-Frankrijk en de zuid- en oostkust van Engeland (Mitchell *et al.* 2004, Kerbiriou *et al.* 2012) het windenergiegebied Borssele bereiken tijdens foerageervluchten in het broedseizoen (figuur 2.6a en b). Noordse stormvogels vliegen bijna uitsluitend vlak boven het wateroppervlak (Johnston *et al.* 2014). De fractie die op rotorhoogte vliegt is maximaal 0,0033 van de totale flux (figuur 2.7). De aantallen aanvaringsslachtoffers zullen hierdoor te verwaarlozen zijn. Aanvaringsslachtoffers in kolonies noordse stormvogels worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.



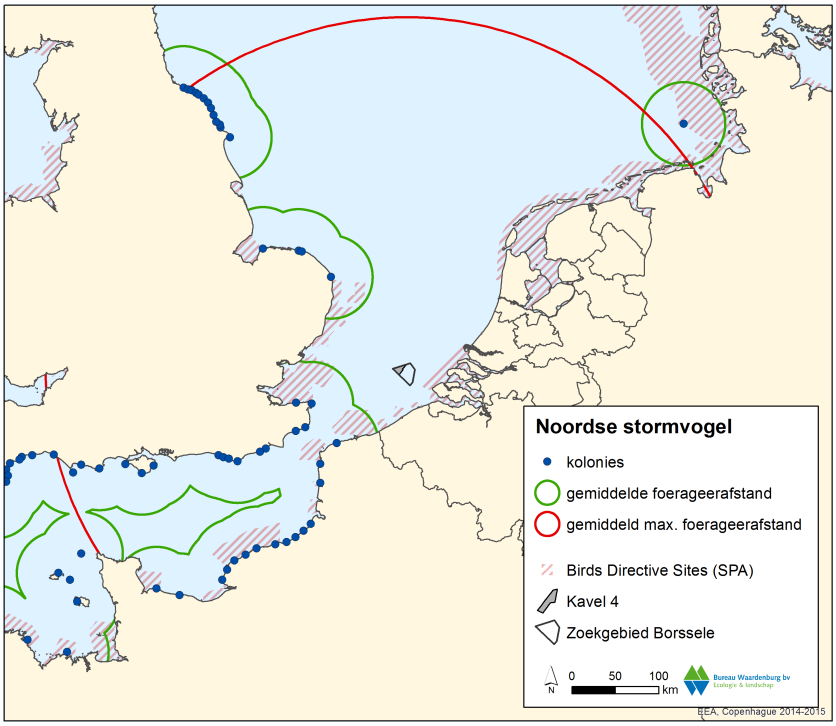
Figuur 2.7 Hoogteverdeling van noordse stormvogels op basis van Johnston et al. (2014).

Drieteenmeeuw

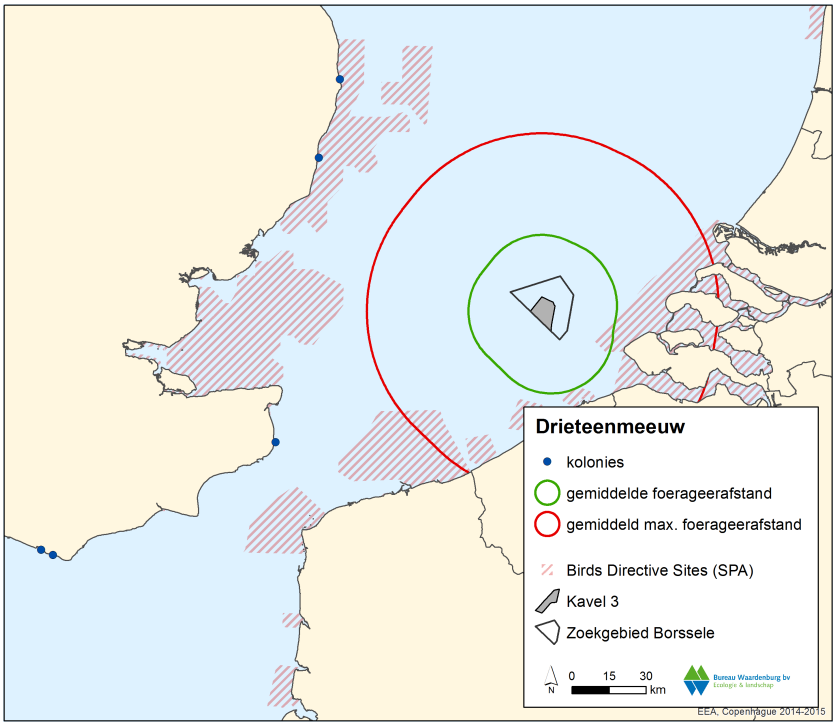
Drieteenmeeuwen hebben potentieel de grootste foerageerrange van alle meeuwensoorten, echter de grootste afstanden worden voor deze soorten gevonden in gebieden grenzend aan grote oceanen. De meest recente studies aan de foerageerrange van drieteenmeeuwen zijn alle gedaan met behulp van GPS-loggers (b.v. Kotzerka *et al.* 2010). Over het algemeen worden voor drieteenmeeuwen foerageerafstanden aangehouden van gemiddeld 25 km (max 200 km), met een gemiddeld maximum van 60 km (Thaxter *et al.* 2012a, Lascelles *et al.* 2012). Op basis van deze gegevens kunnen incidenteel drieteenmeeuwen uit de kolonies van de zuidoostkust van Engeland (Mitchell *et al.* 2004) het windenergiegebied Borssele bereiken (fig. 2.8a en b), maar zijn reguliere vliegbewegingen van broedvogels door het gebied niet te verwachten. Aanvaringsslachtoffers in kolonies drieteenmeeuwen worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.



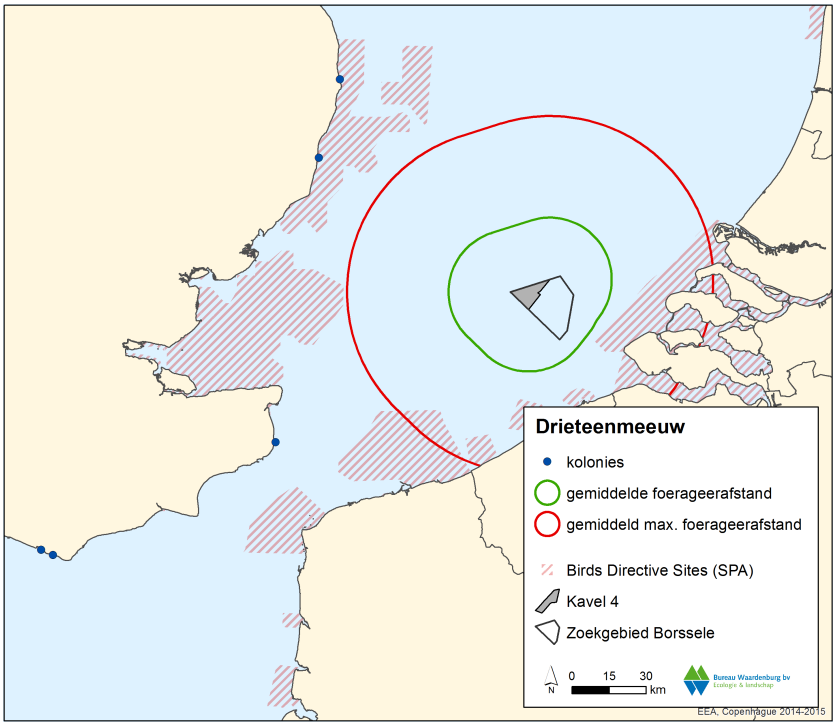
Figuur 2.6a Gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand (48 en 400 km) vanuit noordse stormvogel kolonies rond Kavel III in windenergiegebied Borssele.



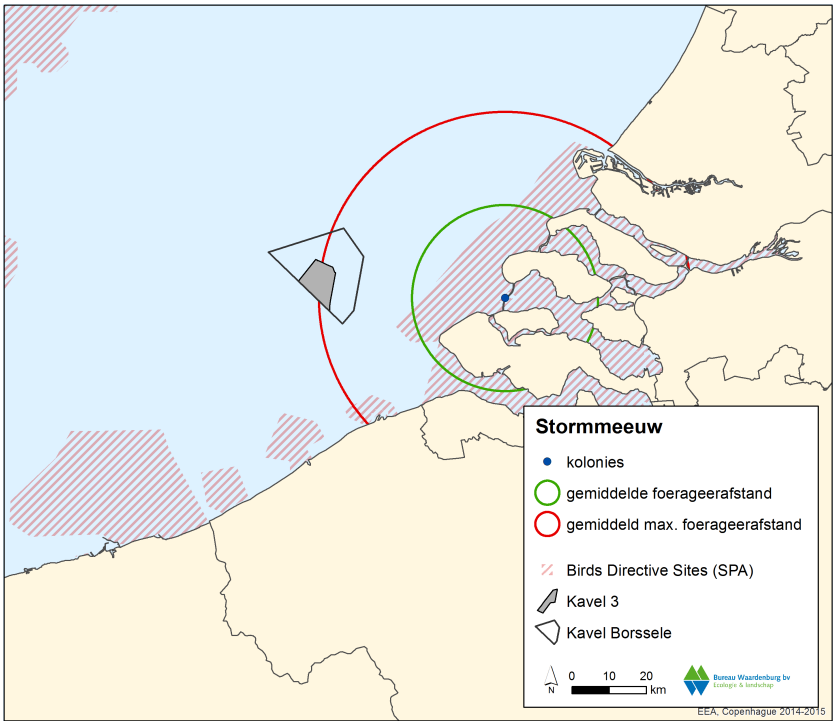
Figuur 2.6b Gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand (48 en 400 km) vanuit noordse stormvogel kolonies rond Kavel IV in windenergiegebied Borssele.



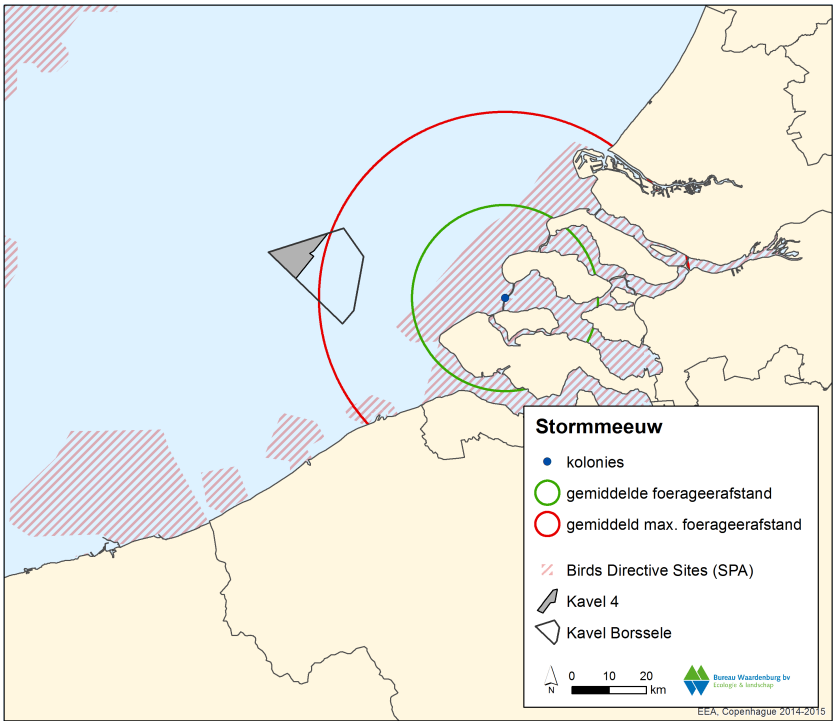
*Figuur 2.8a Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van de drieteenmeeuw (25 en 66 km) rond Kavel III in windenergiegebied Borssele. Windenergiegebied Borssele ligt **niet** binnen het bereik van één van de kolonies.*



*Figuur 2.8b Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van de drieteenmeeuw (25 en 66 km) rond Kavel IV in windenergiegebied Borssele. Windenergiegebied Borssele ligt **niet** binnen het bereik van één van de kolonies.*



Figuur 2.9a Gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand (25 en 50 km) vanuit stormmeeuw kolonies rond windenergiegebied Borssele. Kavel III ligt binnen het bereik van kolonies in Nederland.



*Figuur 2.9b Gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand (25 en 50 km) vanuit stormmeeuw kolonies rond windenergiegebied Borssele. Kavel IV ligt **niet** in het bereik van kolonies in Nederland.*

Kokmeeuw

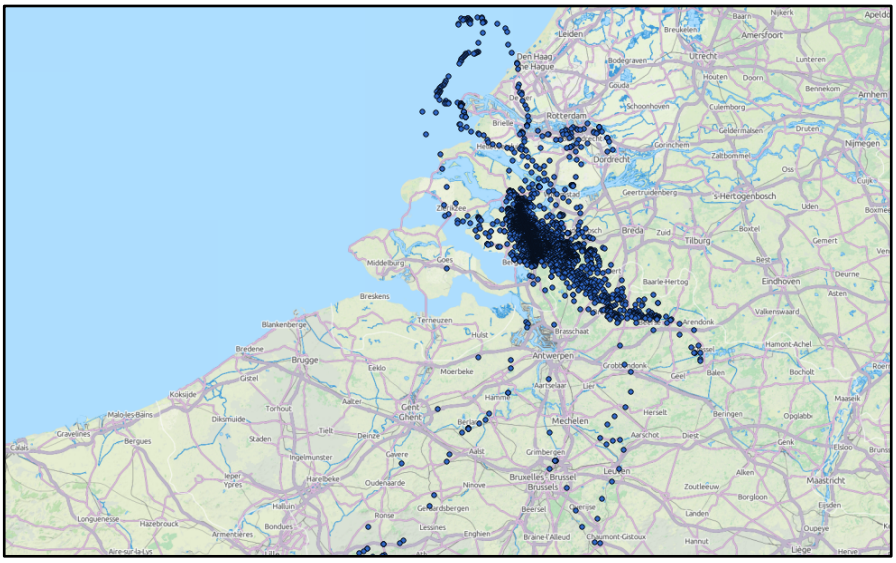
Kokmeeuwen foerageren uitsluitend in de kustzone. Foerageerranges kunnen meer dan tien kilometer buiten de kolonie zijn (Van der Hut *et al.* 2007), echter de range offshore is beperkt. Op basis van surveygegevens is een gemiddelde afstand van 11 km (max 40 km) vastgesteld met een gemiddeld maximum van 26 km. In OWEZ werden ook in het voorjaar en zomer foeragerende kokmeeuwen vastgesteld (Krijgsveld *et al.* 2011), waarvan alleen niet bekend is of dit broedende exemplaren waren, maar het meest waarschijnlijk is dat dit (sub-adulte) niet broedende vogels zijn. Gezien de grote afstand van het windenergiegebied Borssele tot de dichtstbijzijnde broedkolonies van kokmeeuwen in de Nederlandse Delta is uitgesloten dat broedende kokmeeuwen foerageervluchten maken door dit gebied. Aanvaringsslachtoffers in kolonies kokmeeuwen worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

Stormmeeuw

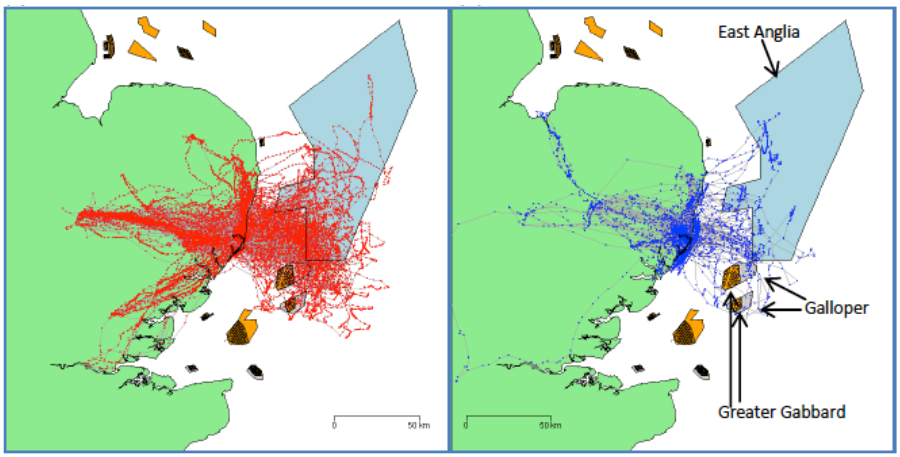
Stormmeeuwen foerageren voornamelijk in de kustzone en hun range buiten de kolonie bedraagt 10 tot 20 km (Van der Hut *et al.* 2007). Op basis van surveygegevens is een gemiddelde afstand van 25 km (max 50 km) vastgesteld met een gemiddeld maximum van 50 km. In OWEZ werden in het voorjaar en zomer foeragerende stormmeeuwen vastgesteld (Krijgsveld *et al.* 2011) echter van deze vogels is onbekend of dit broedende exemplaren waren, en net als bij kokmeeuwen zijn dit waarschijnlijk (sub-adulte) niet broedende vogels. Broedende stormmeeuwen in de kolonie op Neeltje Jans kunnen in Kavel III van windenergiegebied Borssele foerageren, maar op basis van hun foerageerafstanden niet in Kavel IV (fig. 2.9a en b). Echter deze kolonie heeft geen beschermde status. Aanvaringsslachtoffers uit kolonies stormmeeuwen worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

Kleine mantelmeeuw

Kleine mantelmeeuwen zijn zeer goede vliegers (Camphuyen 1995, Ens 2007, Ens *et al.* 2009) en foerageren als enige van de Nederlandse meeuwen ver buiten de kustzone. Vogels uit diverse kolonies langs de kust (o.a. Volkerak, Veerse Meer en de Maasvlakte, maar ook vanuit kolonies in België en de zuidkust van het Verenigd Koninkrijk) kunnen het windenergiegebied Borssele bereiken. Op basis van GPS-logger onderzoek in het Volkerrak bleek echter dat een groot deel van de aldaar broedende vogels geen gebruik maakten van het zeegebied om te foerageren (Gyimesi *et al.* 2011, fig. 2.10). Vlaamse vogels bleken wel gebruik te maken van het zeegebied, alhoewel ook hier veelvuldig in het binnenland werd gefoerageerd (gegevens INBO, fig. 2.11a en b). Hetzelfde ook geldt voor vogels uit het Verenigd Koninkrijk (Thaxter *et al.* 2015). Op basis van GPS-logger onderzoek is een gemiddelde range van 72 km (max 181 km) vastgesteld met een gemiddeld maximum van 141 km (Thaxter *et al.* 2012a&b, 2013, fig. 2.12). Uit GPS-logger onderzoek aan foeragerende kleine mantelmeeuwen op Texel (Camphuysen 2011) is gebleken dat de soort een gemiddelde maximale foerageerafstand van 80 km buiten de kolonie heeft. Het windenergiegebied Borssele ligt daarmee binnen de foerageerafstand van kleine mantelmeeuwen uit diverse kolonies in Nederland, België en het Verenigd Koninkrijk (fig. 2.13a en b).



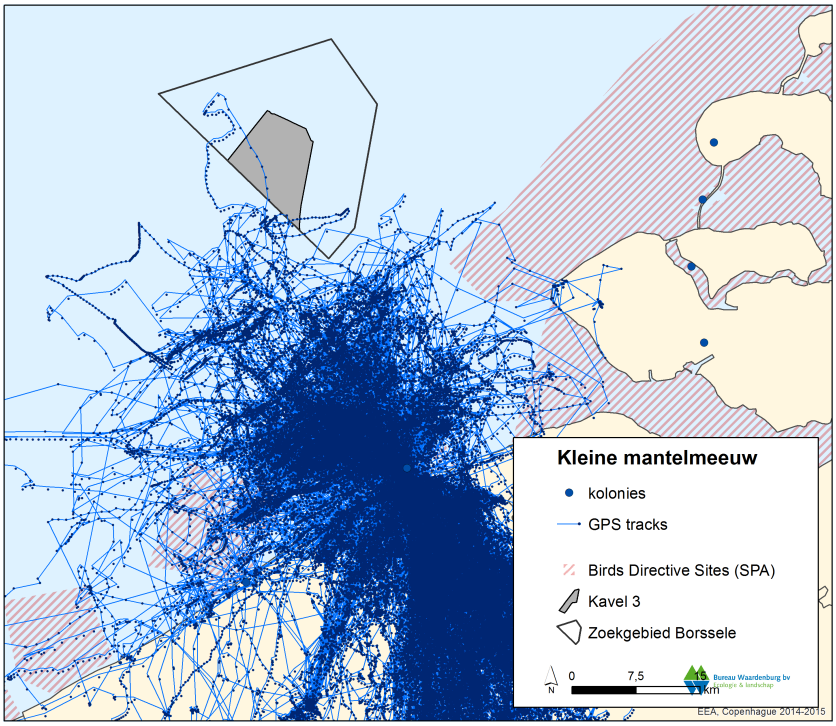
Figuur 2.10 Vluchten van kleine mantelmeeuwen vanuit kolonies in het Volkerrak (Gyimesi et al. 2011).



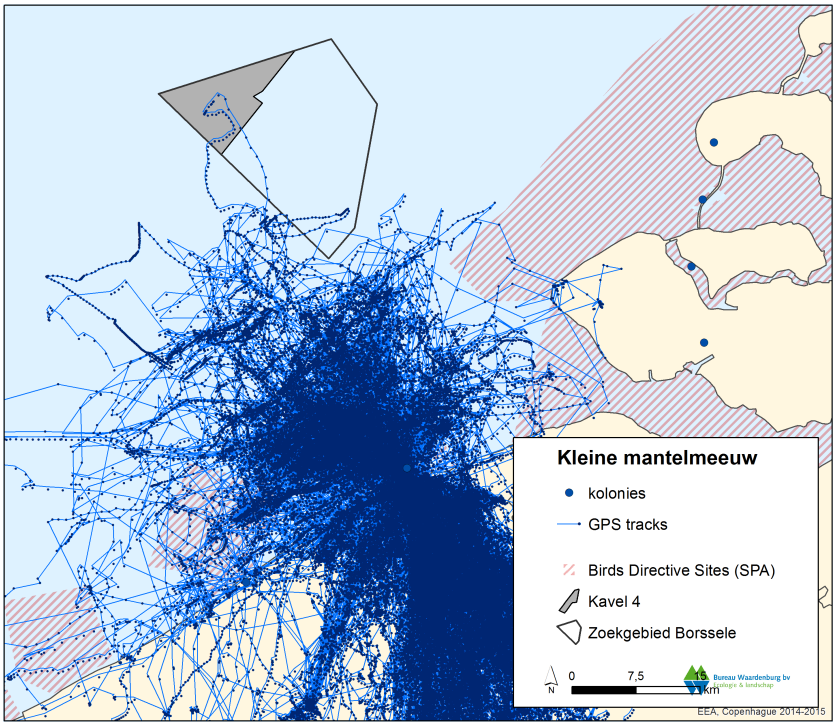
Figuur 2.12 Vluchten van kleine mantelmeeuwen in 2011 vanuit de kolonie in Orford Ness. De rode lijnen zijn vogels gezenderd in 2011 en de blauwe werden gezenderd in 2010. Afbeelding overgenomen uit Thaxter et al. 2012b.

Zilvermeeuw

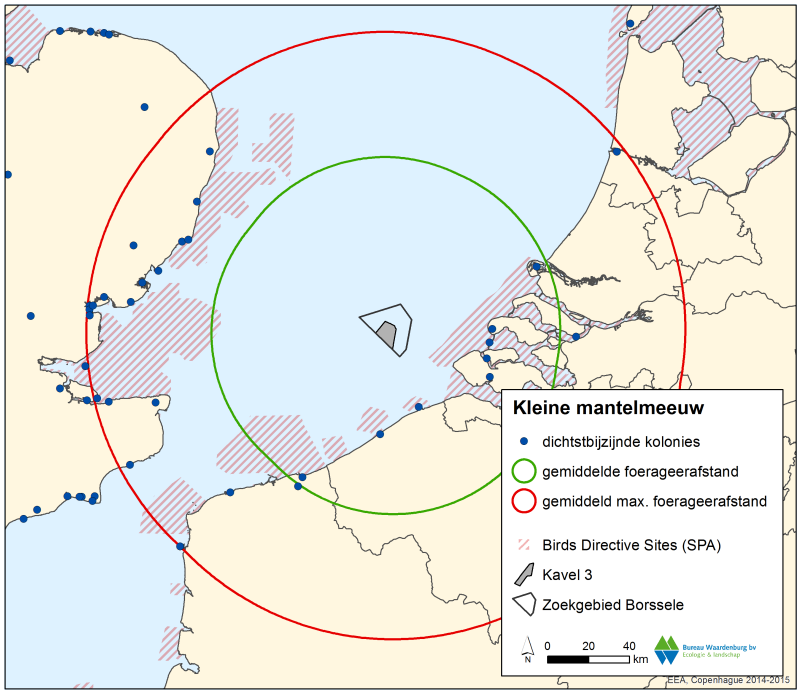
De dichtstbijzijnde kolonies zilvermeeuwen bij windenergiegebied Borssele liggen in de Nederlandse Delta, België en aan de zuidkust van het Verenigd Koninkrijk. Zilvermeeuwen foerageren voornamelijk in de kustzone en hun range buiten de kolonie bedraagt 10 tot 20 km (Van der Hut *et al.* 2007). Uit GPS-logger onderzoek in het Verenigd Koninkrijk is een gemiddelde range van 11 km (max 92 km) vastgesteld met een gemiddeld maximum van 61 km. In 2013 is voor het eerst gestart om zilvermeeuwen uit te rusten met GPS-loggers. Mede hieruit bleek dat de soort een kustgebonden verspreiding heeft tijdens het broedseizoen en daarnaast voornamelijk in het binnenland foerageert (Camphuysen *et al.* 2008, C.J. Camphuysen via UvA-BiTs website). De maximale foerageerafstand is echter groot. Vogels vanuit Texel bleken tot in Amsterdam te foerageren.



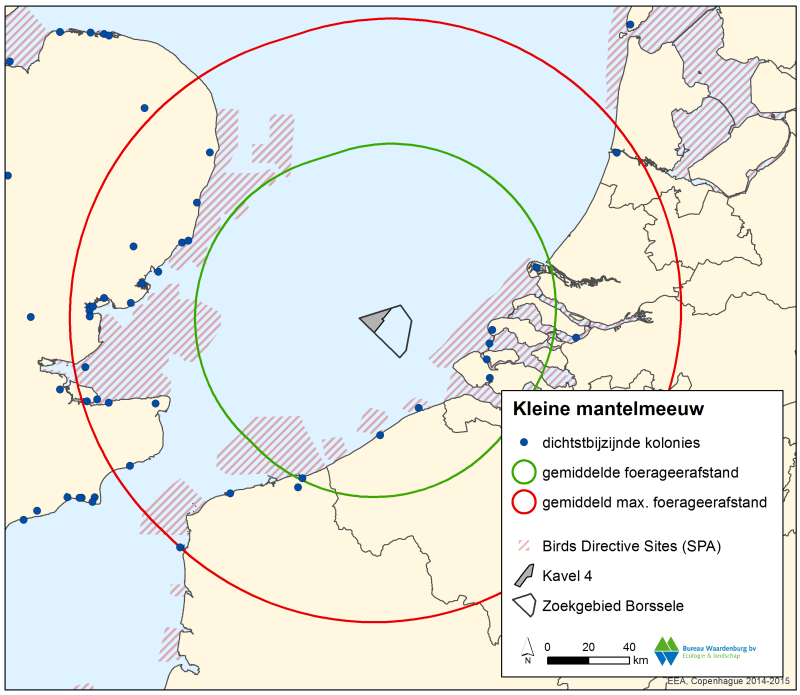
Figuur 2.11a Vluchten van kleine mantelmeeuwen vanuit kolonies nabij Zeebrugge tijdens het broedseizoen van 2013 in Kavel III in windenergiegebied Borssele. Data: http://www.gbif.org/dataset/83e20573-f7dd-4852-9159-21566e1e691e.



Figuur 2.11b Vluchten van kleine mantelmeeuwen vanuit kolonies nabij Zeebrugge tijdens het broedseizoen van 2013 in Kavel IV in windenergiegebied Borssele. Data: http://www.gbif.org/dataset/83e20573-f7dd-4852-9159-21566e1e691e.



Figuur 2.13a Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van kleine mantelmeeuw (80 en 141 km) rond windenergiegebied Borssele. Kavel III ligt binnen het bereik van kolonies in het Verenigd Koninkrijk, Frankrijk, België en Nederland.



Figuur 2.13b Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van kleine mantelmeeuw (80 en 141 km) rond windenergiegebied Borssele. Kavel IV ligt binnen het bereik van kolonies in het Verenigd Koninkrijk, Frankrijk, België en Nederland.

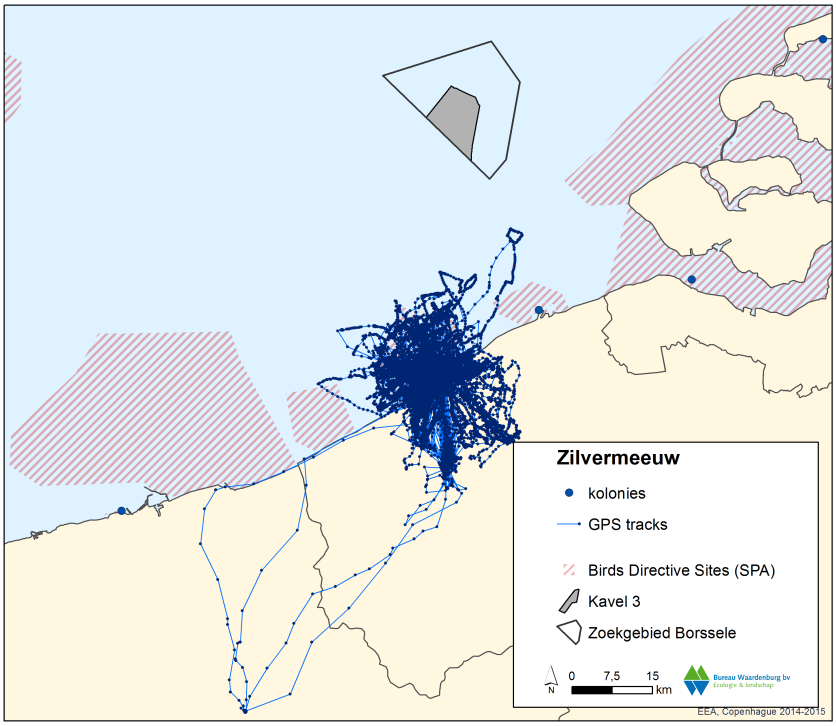
In België werden voor de zilvermeeuw vergelijkbare afstanden gevonden (fig. 2.14a en b), echter wel iets verder op zee. In OWEZ werden in het voorjaar en zomer foeragerende zilvermeeuwen vastgesteld (Krijgsveld *et al.* 2011). Het is voor deze vogels echter onbekend of dit broedende exemplaren waren. Het windenergiegebied Borssele ligt in potentie binnen de foerageerafstand van zilvermeeuwen uit diverse kolonies in Nederland en België (fig. 2.15a en b). Echter, zenderonderzoek in Nederland en België gaf aan dat zilvermeeuwen hier een kustgebonden verspreiding hebben en dus naar waarschijnlijkheid geen regelmatige vluchten door windenergiegebied Borssele hebben. Daarnaast zijn kolonies waarin deze soort broedt niet beschermd. Aanvaringsslachtoffers in kolonies zilvermeeuwen worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

Grote mantelmeeuw

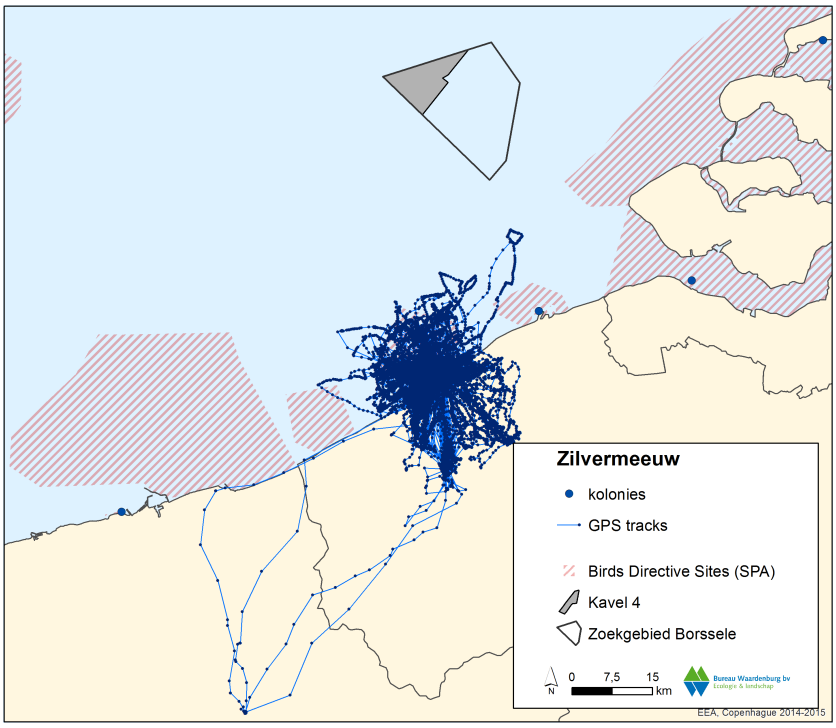
Aan de Nederlandse en Zuid Engelse kust broeden zeer kleine aantallen grote mantelmeeuwen. Van deze soort is onbekend welke foerageerrange ze hebben, maar waarschijnlijk is die vergelijkbaar met die van kleine mantelmeeuwen (~80 km). Het windenergiegebied Borssele ligt daarmee binnen de foerageerafstand van grote mantelmeeuwen uit diverse gemengde meeuwenkolonies in Nederland en het Verenigd Koninkrijk (fig. 2.13), echter de aantallen grote mantelmeeuwen zijn in die kolonies zeer klein en daarmee ook is het voorkomen op zee van foeragerende broedvogels ook minimaal. Ook zijn deze kolonies niet beschermd via de Nbwet. Aanvaringsslachtoffers in kolonies grote mantelmeeuwen worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

Dwergstern

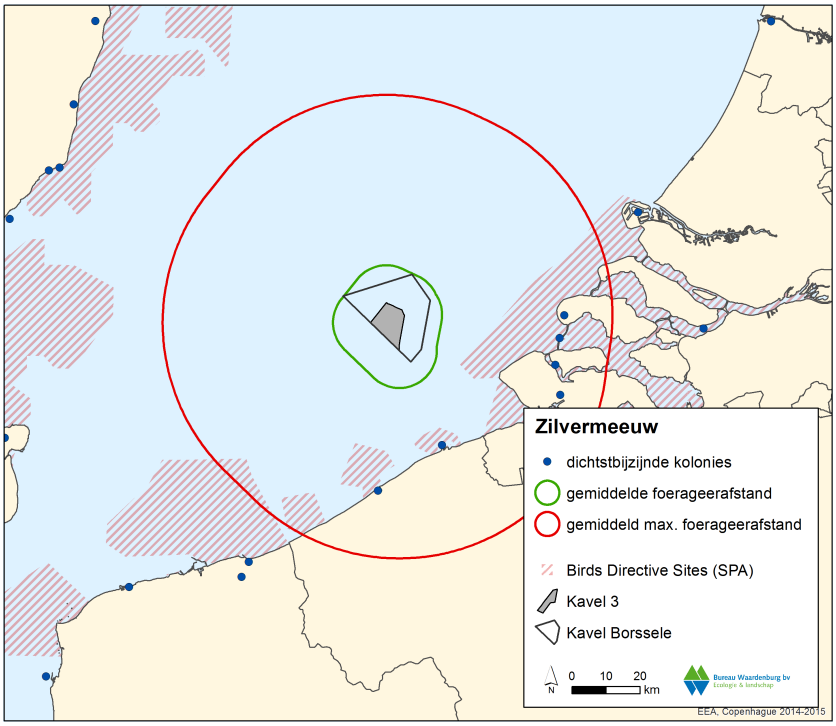
Dwergsterns foerageren uitsluitend in de nabijheid van hun broedkolonies en daarmee uitsluitend in de kustzone tot gemiddeld 1 km offshore (max 3 km). Foerageerranges van dwergsterns werden op basis van waarnemingen en radiozenders vastgesteld in Engeland, Nederland, Italië en Portugal. Deze range was gemiddeld ongeveer 2 km van de kolonie (max 11 km) met een gemiddeld maximum van zo'n 6 km (Thaxter *et al.* 2012a). Gezien de grote afstand van het windenergiegebied Borssele tot de dichtstbijzijnde kolonies van dwergsterns (in de Westerschelde) is uitgesloten dat broedende dwergsterns foerageervluchten maken door dit gebied. Aanvaringsslachtoffers in kolonies dwergsterns worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.



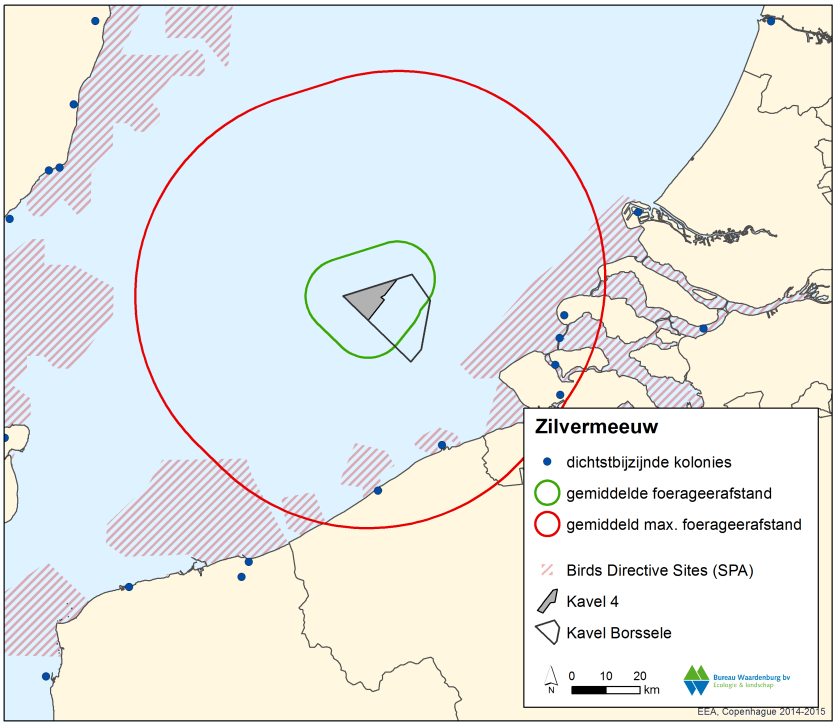
Figuur 2.14a Vluchten van zilvermeeuwen vanuit kolonies nabij Oostende tijdens het broedseizoen van 2013 in relatie tot Kavel III in windenergiegebied Borssele. Data: http://www.gbif.org/dataset/83e20573-f7dd-4852-9159-21566e1e691e.



Figuur 2.14b Vluchten van zilvermeeuwen vanuit kolonies nabij Oostende tijdens het broedseizoen van 2013 in relatie tot Kavel IV in windenergiegebied Borssele. Data: http://www.gbif.org/dataset/83e20573-f7dd-4852-9159-21566e1e691e.



Figuur 2.15a Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van zilvermeeuw (11 en 61 km) rond windenergiegebied Borssele. Kavel III ligt binnen het bereik van kolonies in België en Nederland.



Figuur 2.15b Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van zilvermeeuw (11 en 61 km) rond windenergiegebied Borssele. Kavel IV ligt binnen het bereik van kolonies in België en Nederland.

Noordse stern

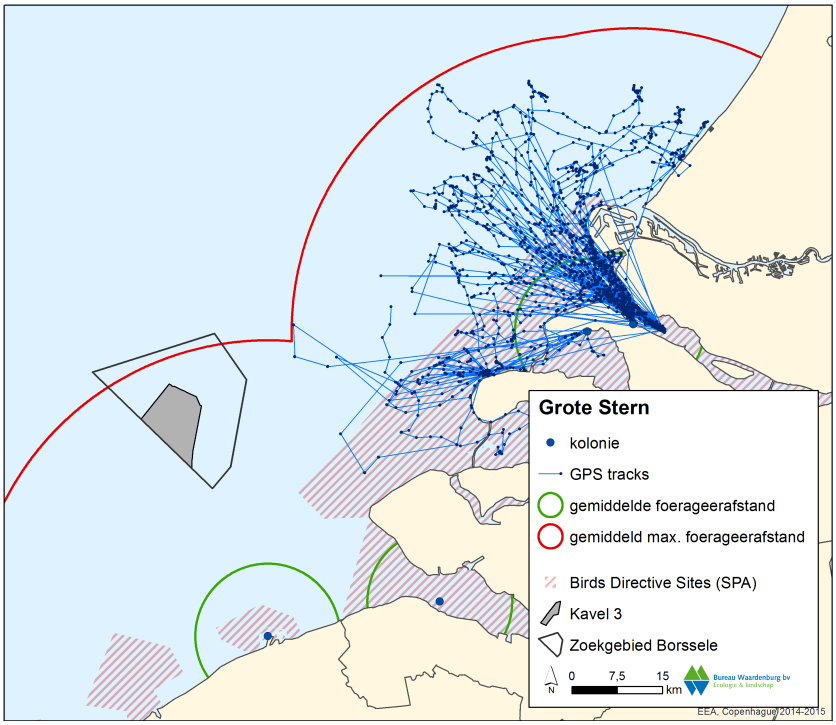
Aan de Nederlandse kusten broeden kleine aantallen noordse sterns en het hoofdverspreidingsgebied binnen Nederland ligt in en rond de Waddenzee, echter ook in de Delta broedt een kleine populatie. Noordse sterns foerageren relatief dichtbij hun broedkolonies en daarmee voornamelijk in de kustzone. Foerageerranges van noordse sterns zijn maar beperkt onderzocht en op basis van waarnemingen en radiozenders vastgesteld in Schotland, Engeland en Duitsland. Deze range was gemiddeld 7 km van de kolonie (max 30 km) met een gemiddeld maximum van zo'n 24 km (Thaxter *et al.* 2012a). Gezien de grote afstand van het windenergiegebied Borssele tot de dichtstbijzijnde kolonies van noordse sterns is uitgesloten dat broedende noordse sterns foerageervluchten maken door dit gebied. Aanvaringsslachtoffers in kolonies noordse sterns worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

Visdief

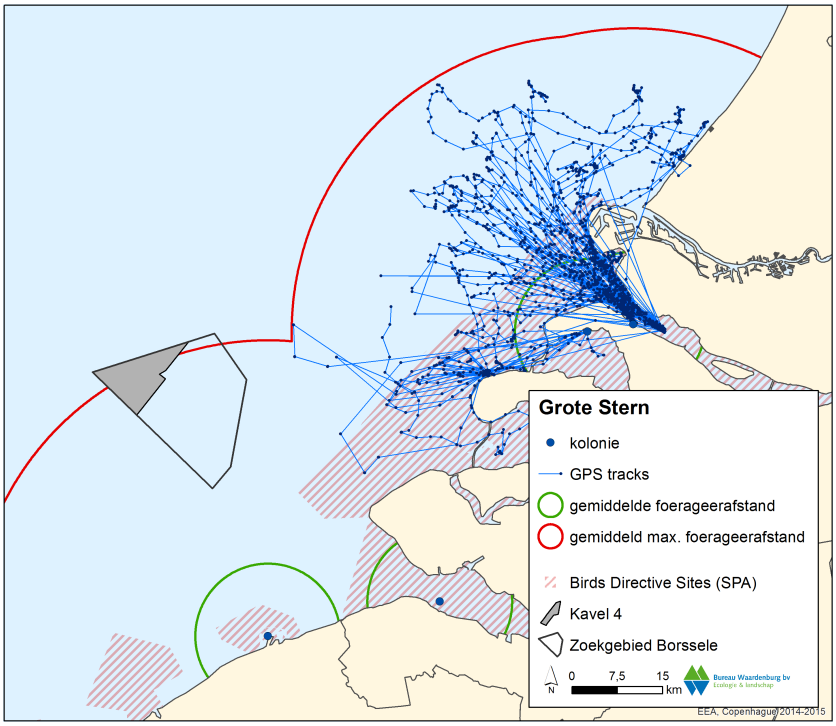
Visdieven foerageren relatief dichtbij hun broedkolonies en daarmee voornamelijk in de kustzone. Foerageerranges van visdieven zijn onderzocht op diverse plaatsen in Europa en Amerika, en op basis van waarnemingen en gegevens uit radiozenders kon de range worden bepaald op 5 km van de kolonie (max 30 km) met een gemiddeld maximum van zo'n 15 km (Thaxter *et al.* 2012a). Uit onderzoek met radiozenders in de Voordelta is gebleken dat visdieven hier voornamelijk in de zeer nabije kustzone foerageren, en dan met name in de uitstroomopeningen van de verschillende dammen in de Nederlandse delta (Poot *et al.* 2013b). Gezien de grote afstand van het windenergiegebied Borssele tot de dichtstbijzijnde kolonies van visdieven is uitgesloten dat broedende visdieven foerageervluchten maken door dit gebied. Aanvaringsslachtoffers in kolonies visdieven worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

Grote stern

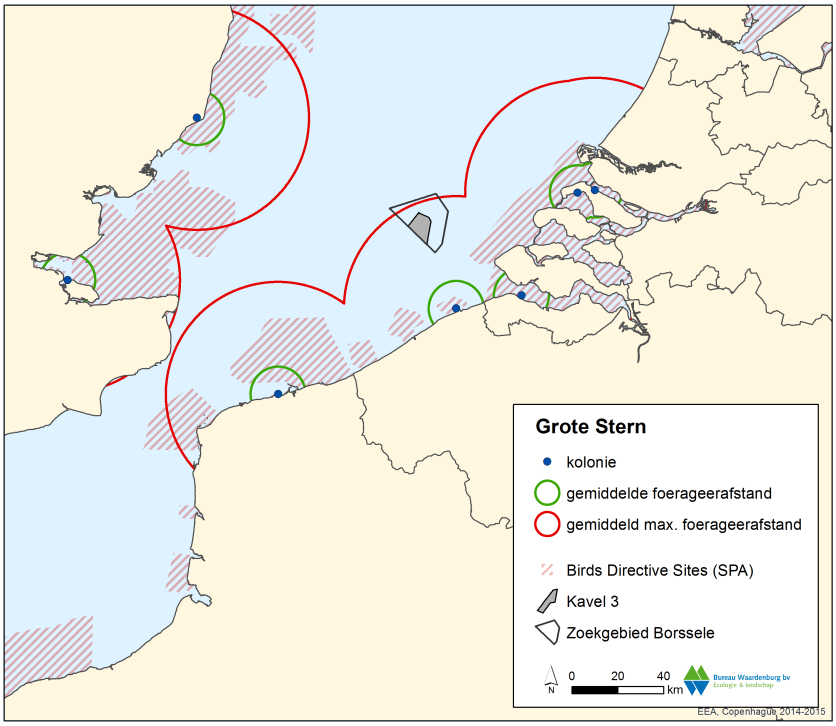
De grote stern broedt in enkele grote kolonies langs de Nederlandse kust en in recente jaren waren grote aantallen aanwezig in de Nederlandse Delta (Haringvliet, Grevelingen, Westerschelde). Grote sterns foerageren op zee, zowel in de kustzone als ver offshore. Op basis van zichtwaarnemingen tijdens onderzoek in het Verenigd Koninkrijk, België, Denemarken en Nederland werden foerageerranges van grote sterns vastgesteld op gemiddeld 12 km van de kolonie (max 54 km) met een gemiddeld maximum van zo'n 49 km (Thaxter *et al.* 2012a). Recent onderzoek met GPS-loggers naar grote sterns in de Voordelta wijst uit dat de grens van reguliere foerageervluchten op 35 kilometer ligt van de kolonie (Poot *et al.* 2013b, Fijn *et al.* 2014a, fig. 2.16a en b). Op basis van deze gegevens samen ligt windenergiegebied Borssele op de grens vanwaar grote sterns uit de kolonie op de Hooge Platen kunnen komen (fig. 2.17a en b). Voor sterns uit de kolonie in Zeebrugge geldt dit in nog grotere mate.



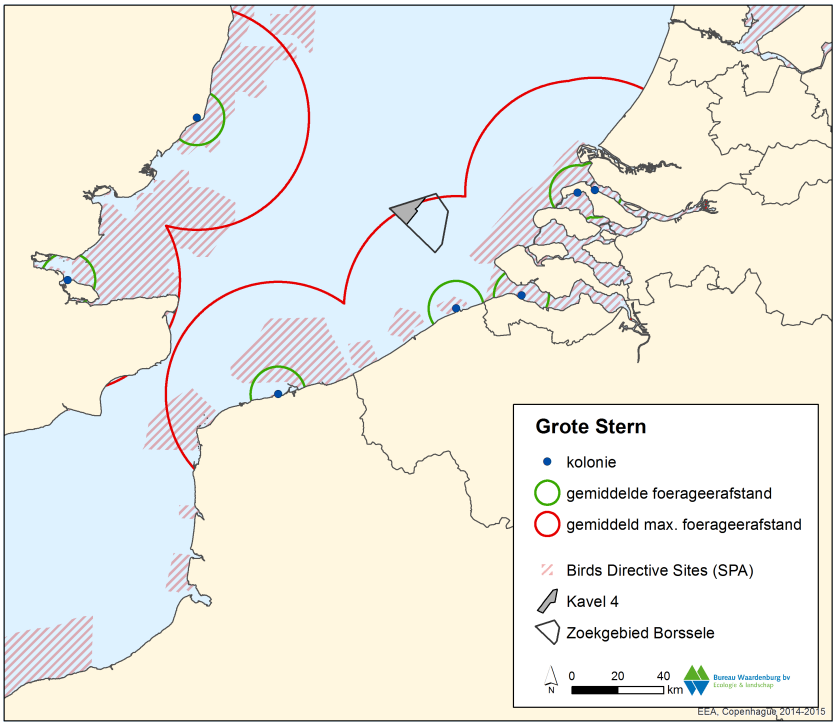
Figuur 2.16a Foerageervluchten van grote sterns vanaf Markenje (Grevelingen), de Scheelhoek en de Slijkplaat (Haringvliet) in relatie tot Kavel I. Afbeelding op basis van data uit Poot et al. (2013b).



Figuur 2.16b Foerageervluchten van grote sterns vanaf Markenje (Grevelingen), de Scheelhoek en de Slijkplaat (Haringvliet) in relatie tot Kavel IV. Afbeelding op basis van data uit Poot et al. (2013b).



Figuur 2.17a Gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand (12 en 49 km) vanuit grote stern kolonies rond windenergiegebied Borssele. Kavel III ligt binnen het bereik van sterns van de Hooge Platen en uit Zeebrugge.



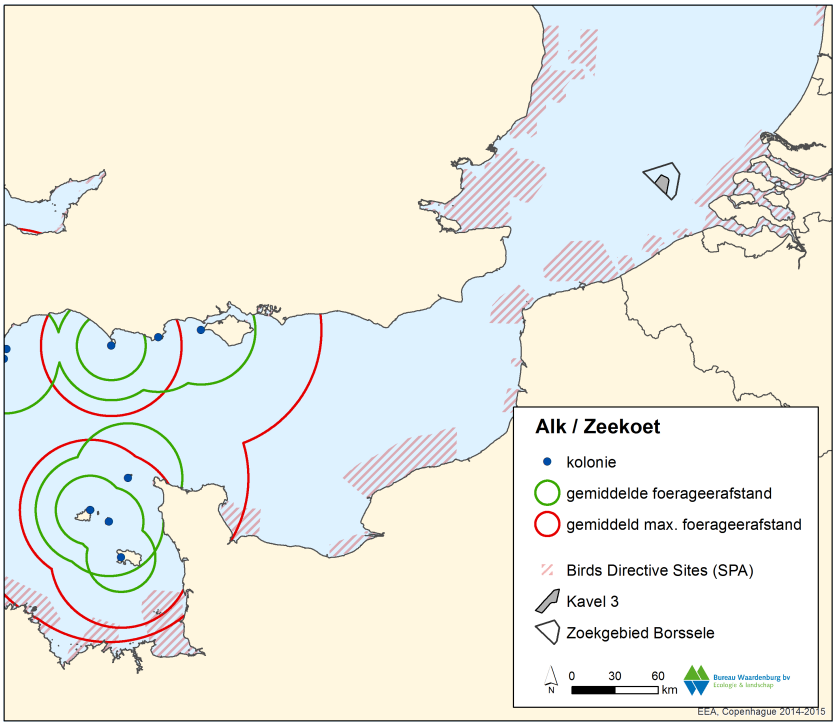
Figuur 2.17b Gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand (12 en 49 km) vanuit grote stern kolonies rond windenergiegebied Borssele. Kavel IV ligt binnen het bereik van sterns van de Hooge Platen en uit Zeebrugge.

Zeekoet

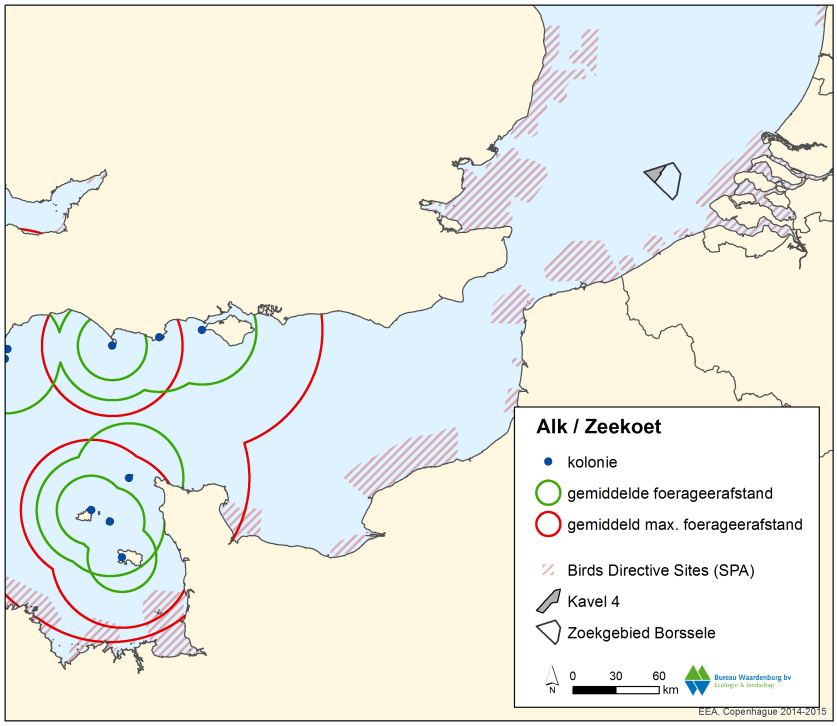
Ten opzichte van het windenergiegebied Borssele ligt de dichtsbijzijnde kolonie zeekoeten aan de Engelse zuidkust. Zeekoeten hebben relatief grote foerageerranges en op basis van waarnemingen en radiozenders onderzoek in het Verenigd Koninkrijk is berekend dat de gemiddelde foerageerafstand ongeveer 38 km (max. 135 km) van de kolonie is met een gemiddeld maximum van zo'n 84 km (Thaxter *et al.* 2012a). Echter ook werd incidenteel een foerageerafstand van 200 km gemeten (Lascelles *et al.* 2012). Gezien de grote afstand van het windenergiegebied Borssele tot de dichtstbijzijnde kolonies van zeekoeten is uitgesloten dat broedvogels van deze soort foerageervluchten maken door dit gebied (fig. 2.18a en b). Aanvaringsslachtoffers in kolonies zeekoeten worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

Alk

Ten opzichte van het windenergiegebied Borssele ligt de dichtsbijzijnde kolonie alken aan de Engelse zuidkust. Op basis van waarnemingen en onderzoek met radiozenders is in het Verenigd Koninkrijk vastgesteld dat de gemiddelde foerageerafstand ongeveer 24 km van de kolonie is (max 95 km) met een gemiddeld maximum van zo'n 49 km (Thaxter *et al.* 2012a). Gezien de grote afstand van het windenergiegebied Borssele tot de dichtstbijzijnde kolonies van alken is uitgesloten dat broedvogels van deze soort foerageervluchten maken door dit gebied (fig. 2.18a en b). Aanvaringsslachtoffers in kolonies alken worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.



*Figuur 2.18a Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van alk (24 en 49 km) en zeekoet (38 en 84 km) rond windenergiegebied Borssele. Kavel III ligt **niet** binnen het bereik van één van de kolonies.*



*Figuur 2.18b Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van alk (24 en 49 km) en zeekoet (38 en 84 km) rond windenergiegebied Borssele. Kavel IV ligt **niet** binnen het bereik van één van de kolonies.*

2.4 Vogels tijdens seizoenstrek

Over de Noordzee trekken jaarlijks vele miljoenen vogels, waaronder typische zeevogels maar ook landvogels onderweg van broedgebieden naar overwinteringsgebieden en vice versa (o.a. Lensink & Van der Winden 1997, LWVT/SOVON 2002, Exo *et al.* 2002, Krijgsveld *et al.* 2011, Hill *et al.* 2014). Een aantal soorten passeert het plangebied in zeer grote aantallen, dan wel een substantieel deel van de biogeografische populatie kan het plangebied aandoen. Voor trekvogels is dit, met het oog op uitwijkgedrag, het gebied binnen een straal van enkele kilometers rondom het windenergiegebied Borssele. Uitgaande van een buffer rond het park van 2 km op basis van onderzoek naar de verstoringsafstanden van zeevogels en watervogels rond offshore windparken (e.g. Petersen *et al.* 2006), is de totale breedte van het gebied ten opzichte van de noord-zuid lijn (max.) 16,0 km en ten opzichte van de oost-west lijn 12,0 km voor Kavel III. Voor Kavel IV is dit respectievelijk 12,1 en 17,9 km. Onder een 'zeer groot aantal' en 'substantieel deel van de biogeografische populatie' wordt in eerste instantie uitgegaan van een aantal van minimaal 10.000 vogels. De 1%-norm uit de Ramsar-conventie biedt het beste houvast om aan te geven of het een substantieel deel van de populatie betreft.

Er zijn grote verschillen in gedrag, vlieghoogtes en intensiteit tussen de verschillende soortgroepen. In deze paragraaf wordt een overzicht gegeven van welke soorten trekvogels, met welke intensiteit, op welke hoogte en in welke richtingen door windenergiegebied Borssele vliegen. Hiervoor is gebruik gemaakt van de meest recente bronnen over vogeltrek over de Noordzee. Het gaat hierbij om rapporten die voortkomen uit het monitoringsprogramma rond OWEZ (Krijgsveld *et al.* 2005, 2011, Leopold *et al.* 2004, 2010), vliegtuigtellingen uit het Shortlist Masterplan (Poot *et al.* 2011), monitoringsrapporten van boottellingen in de Belgische EEZ (Vanermen *et al.* 2013) grenzend aan windenergiegebied Borssele, en enkele notities over vogeltrek over de Noordzee en kansen voor nearshore windenergie (Leopold *et al.* 2013, Jaspers Faijer & van Dam 2013, Poot 2013, Fijn & Poot 2014). Daarnaast is ook teruggegrepen op oudere bronnen zoals Camphuysen & van Dijk (1983), Platteeuw (1991), Platteeuw *et al.* (1994), Lensink & van der Winden (1997), Bijlsma *et al.* 2001 en LWVT/SOVON (2002).

Soortenspectrum

Boven windenergiegebied Borssele trekken jaarlijks tientallen miljoenen vogels waarin grofweg drie hoofdgroepen trekvogels zijn te onderscheiden: zeevogels, kustvogels en landvogels. In tabel 2.9 wordt een overzicht gegeven van de belangrijkste soorten binnen het windenergiegebied Borssele.

Tabel 2.9 Overzicht van meest voorkomende soorten in drie trekgroepen boven windenergiegebied Borssele.

Soort	Voorkomen*	Vliegrichting**	Vlieghoogte***
zeevogels			
noordse stormvogel	2	1	-^
jan-van-gent	2	1	+
grote jager	3	1	+/-
kleine jager	3	1	+/-
grote mantelmeeuw	3	1	+
kleine mantelmeeuw	3	1	+
dwergmeeuw	3	1/3	+/-
drieteenmeeuw	2	1	+
noordse stern	1	1	+
zeekoet	3	1	-^
alk	3	1	-^
kustvogels			
roodkeelduiker	2	2	+/-
parelduiker	1	2	+/-
aalscholver	1	2/3	+
fuut	1	2	-^
zwarte zee-eend	2	2	+/-
grote zee-eend	2	2	+/-
eider	1	2	+/-
kokmeeuw	1	2	+
zilvermeeuw	1	2	+
stormmeeuw	1	2	+
grote stern	3	2	+
visdief	2	2	+
zwarte stern	1	2	+
steltlopers	1	2	-

bv. rosse grutto, bonte strandloper, tureluur, zilverplevier

Vervolg tabel 2.9

'land'vogels (zang- en watervogels)			
kleine zwaan	1	3	+/-
rotgans	1	2/3	+/-
bergeend	1	2/3	+/-
kuifeend	1	2/3	+/-
topper	1	2/3	+/-
smient	1	2/3	+/-
kanoet	1	2/3	- / -^
rosse grutto	1	2/3	- / -^
tureluur	1	2/3	- / -^
bonte strandloper	1	2/3	- / -^
zilverplevier	1	2/3	- / -^
kievit	1	2/3	- / -^
watersnip	1	3	- / -^
houtsnip	1	3	- / -^
koperwiek	1	2/3	-
merel	1	2/3	-
zanglijster	1	2/3	-
spreeuw	1	2/3	-
veldleeuwerik	1	2/3	-
graspieper	1	2/3	-
roodborst	1	2/3	-
vink	1	2/3	-

* 1 = in lage aantallen..., 2 = middelhoge aantallen..., 3 hoge aantallen t.o.v. totale trekstroom

** 1 = Noord >> Zuidwest v.v., 2 = Noordoost >> Zuidwest v.v., 3 = West >> Oost v.v.

*** - = kleine fractie van totale trek op rotorhoogte, +/- = gemiddelde fractie, + = grote fractie op rotorhoogte, '-^ = meest vlak boven zee onder rotorhoogte

Zeevogels

Boven windenergiegebied Borssele zijn zeevogels door hun relevantie in relatie tot de natuurwetgeving de belangrijkste groep. Op basis van bovenstaande bronnen en expert judgement is kwalitatief aan te geven welke soorten in deze categorie vallen. Met aan zekerheid grenzende waarschijnlijkheid trekken de volgende soorten in substantiële aantallen door het windenergiegebied Borssele: noordse stormvogel, jan-van-gent, grote jager, kleine jager, dwergmeeuw, kleine mantelmeeuw, grote mantelmeeuw, drieteenmeeuw, grote stern, noordse stern, zeekoet en alk. Met name grote jager en dwergmeeuw zijn interessant binnen deze kaders omdat deze soorten in vooral in het voorjaar (dwergmeeuw) en najaar (grote jager) tot ver uit de kust doortrekken en relatief kleine biogeografische populaties kennen.

Kustvogels

Naast de zeevogels die voornamelijk boven open zee trekken en uitsluitend met harde aanlandige wind dichter langs de kust vliegen, is er ook een aantal soorten die

uitsluitend in een zone van een tiental kilometers gerelateerd aan de kust vliegen. De zuidelijke punt van het windenergiegebied Borssele is daarvan wel de uiterste grens van het voorkomen van de meerderheid van deze soorten. Het gaat hierbij bijvoorbeeld om soorten als roodkeel- en parelduiker, zwarte- en grote zee-eend, kokmeeuw, zilvermeeuw, stormmeeuw, visdief en in mindere mate soorten als zwarte stern en diverse soorten steltlopers.

Zang- en watervogels van het land
Naast de soorten die gebonden zijn aan zoutwater zijn er ook grote aantallen landvogels (zang- en watervogels) die over de Noordzee trekken. De grootste aantallen landvogels zijn zangvogels die trekken tussen het vaste land van Europa en het Verenigd Koninkrijk. Het gaat hier met name om zangvogelsoorten als spreeuwen, vinken, merels, koperwieken, (gras)piepers en in mindere mate om soorten als roodborst en zwartkop e.d. Daarnaast trekken ook diverse soorten watervogels over de Noordzee. Het gaat hierbij met name om ganzen (grauwe -, kleine riet-, brand- en rotgans), zwanen (kleine – en wilde zwaan), eenden (bv. smient, topper en kuifeend) en wederom om diverse soorten steltlopers (bv. rosse grutto, tureluur, bonte strandloper, zilverplevier uit het zoute milieu en uit het zoete/land milieu bv. kievit, watersnip en houtsnip). Door de kleine populatieomvang van kleine zwanen en de belangrijke functie die Nederland en het oosten van Engeland hebben voor deze soort is een goede beoordeling van belang, echter het windenergiegebied Borssele ligt tientallen kilometers ten zuiden van de hoofdtrekbaan van deze soort tussen Nederland en Engeland (Lensink in Leopold *et al.* 2013).

Vliegintensiteit
Zee- en kustvogels
De totale ordegrootte van de vogeltrek boven de Noordzee ligt rond de 65 miljoen vogels, waarvan naar schatting slechts ongeveer 1 miljoen onder de 'echte zeevogels' vallen (Lensink & van der Winden 1997). Boven Borssele zal mogelijk in de zuidelijke punt de hoogste trekintensiteit voorkomen, omdat daar ook nog een deel van de meer kustgebonden soorten zoals duikers, zee-eenden, meeuwen en sterns langs trekt (Poot *et al.* 2011, Jaspers Faijer & van Dam 2013, Leopold *et al.* 2013, Vanermen *et al.* 2013). Op basis van scheepstellingen in het aangrenzende Belgische deel is echter vastgesteld dat de intensiteit van echte zeevogels over de gehele lengte van Borssele ongeveer hetzelfde is, en er geen gebieden zijn waar verdichtingen van trekstromen optreden (Vanermen & Stienen 2009, Vanermen *et al.* 2006). In totaal trekt een ordegrootte van tienduizenden tot miljoenen vogels per soort door het windenergiegebied Borssele. Het is daarnaast niet ondenkbaar dat ook een zeer groot deel van de totale biogeografische populatie van sommige soorten door het gebied heen trekt, zoals bijvoorbeeld van roodkeelduiker, grote jager, kleine jager en dwergmeeuw.

Specifieke trekbanen of zogeheten 'migration corridors' met hogere trekdichtheden dan andere stukken zijn niet bekend uit het gebied. Naar verwachting vertonen dus alle zeevogels hier breed-front trek vanuit het Kanaal de Noordzee op (bijvoorbeeld

noordse stormvogels, jan-van-genten, meeuwen, sterns, jagers en alkachtigen in het voorjaar, en kleine aantallen pijlstormvogels in de nazomer) en *vice versa* vanuit de Noordzee het Kanaal in (alle noordelijk broedende zeevogels in het najaar). Het is in theorie mogelijk dat de huidige windparken in de Belgische EEZ zorgen voor condensatie van trekbanen door macro-vermijdingsgedrag (e.g. Krijgsveld *et al.* 2011, Plonckzier & Simms 2012), maar op dit moment is hier niets over bekend.

Radarstudies in de afgelopen decennia hebben laten zien dat de dichtheid aan vliegende vogels direct onder de kust hoger is en dat deze dichtheid met toenemende afstand tot de kust afneemt (Van Gasteren *et al.* 2002, Krijgsveld *et al.* 2005, 2011, Fijn *et al.* 2012). In een studie van de luchtmacht bij IJmuiden is de verhouding tussen de vliegintensiteit boven de kustlijn, op 3 km en op 10 km ongeveer 10 : 4-6 : 0,5-2. Hierin zijn alle vliegbewegingen van vogels meegenomen, echter deze afstanden staan nog niet in verhouding van de afstand van Borssele tot de kust. De afnemende gradiënt van vliegintensiteit met toenemende afstand tot de kust komt voor een deel op het conto van lokale vliegbewegingen, laag en dicht onder de kust, maar ook doordat kustvogels (met name steltlopers en watervogels) bijna uitsluitend door de kustzone trekken. Worden de bewegingen in de onderste luchtlaag niet meegenomen (daarmee concentrerend op uitsluitend trekvogels), dan is de verhouding tussen de uitersten minder uitgesproken. Ook de studies binnen het monitoringsprogramma rond OWEZ komen tot de conclusie dat de dichtheid aan vogels 10 km uit de kust lager is dan direct onder de kust (Krijgsveld *et al.* 2011), en nog lager wordt 80 km op zee (Fijn *et al.* 2012). De radarstudie op de Pier van IJmuiden heeft laten zien dat de stroom watervogels die evenwijdig aan de kust trekt tot ongeveer 7 km reikt (Van Gasteren *et al.* 2002). Steltlopers kunnen daarbij ook op grote hoogte vliegen. Voor het windenergiegebied Borssele betekent dit specifiek dat het waarschijnlijk dermate ver offshore ligt dat de grootste aantallen kustvogels sterk verminderd zijn, en dat voornamelijk zeevogels en breedfronttrek van landvogels relevant zijn (zie tabel 2.9).

In het verleden is de vliegactiviteit overdag bepaald op diverse plaatsen langs de kust en vanaf enkele platforms offshore (NZG/CvZ, Krijgsveld *et al.* 2005, Krijgsveld *et al.* 2011, Fijn *et al.* 2012). De vliegactiviteit van vogels, ofwel "flux" (vogels die per uur een denkbeeldige lijn van een kilometer haaks op de vliegrichting passeert), varieert in de loop van het jaar voor de meeste soorten. Gemiddelde fluxen per maand variëren van 0 tot meer dan honderd vogels per uur per strekkende km.

De meest recente inschatting van vliegactiviteit van trekvogels op rotorhoogte is een studie, waarin vanuit de radar en visuele gegevens verzameld in OWEZ een inschatting is gemaakt van de aantallen vogels op rotorhoogte nabij OWEZ (Fijn *et al.* 2015). Hieruit blijkt dat gemiddeld 35 vogels per kilometer per uur op rotorhoogte door het park heen vliegen (maximaal meting van 733 per km per uur op een nacht in oktober). Hieruit kon worden geconcludeerd dat in totaal ongeveer 230.000 vogels per km per jaar door OWEZ heenvlogen, waarvan ongeveer de helft in de nacht langsvliegt.

Om een kwantitatieve inschatting te maken van aantallen aanvaringsslachtoffers onder niet-zeevogels (watervogels, steltlopers, zangvogels) moet een aantal aannames worden gedaan. Allereerst zijn de schattingen van fracties van de totale trekstroom van trekkende 'land'vogels die op rotorhoogte vliegt gebruikt zoals die worden vermeld in de review van Wright *et al.* (2012). Daarnaast is voor de flux-berekening gebruik gemaakt van de procentuele soortgroepverdeling zoals vastgesteld tijdens de panorama scans door Krijgsveld *et al.* (2011). Dit houdt in dat voor watervogels, uilen, en steltlopers wordt aangenomen dat deze zowel overdag als 's nachts trekken. En dus dat de fracties van deze groepen wordt vermenigvuldigd met de totale gemeten flux (dag en nacht). Voor zangvogels wordt verondersteld dat de door Krijgsveld *et al.* (2011) vastgestelde fractie voor overdag geldt en dat 's nachts alle nachtelijke vliegbewegingen zangvogels betreffen. Dus de dagflux wordt vermenigvuldigd met de zangvogel-fractie, en de nachtflux in het geheel. Dit is een worst-case benadering omdat uit observaties bleek dat ook duikers, jagers, sterns en meeuwen 's nachts kunnen trekken (zie Krijgsveld *et al.* 2011 en referenties hierin) en dus ook deel uitmaakt van de nachtflux, echter als worst-case voor zangvogels is het een goede benadering. Op basis van deze gegevens is per soortgroep een inschatting gemaakt van de trekintensiteit die gebruikt is in het Extended Band Model (Zie Bijlage IV).

'Land'vogels: ganzen en zwanen

Tijdens de scheepstellingen werden rond windenergiegebied Borssele uitsluitend rotganzen waargenomen (Vanermen *et al.* 2013). Rond OWEZ werden daarnaast ook nog grauwe gans, kolgans, brandgans, grote canadese gans, toendrarietgans, kleine rietgans, nijlgans en kleine zwaan gezien (Krijgsveld *et al.* 2011, Leopold *et al.* 2012). Op basis van vlieghoogte data (40% op rotorhoogte (Wright *et al.* 2012)), de totale gemeten flux (dag en nacht, Krijgsveld *et al.* 2011) en het percentage waargenomen ganzen en zwanen ten opzichte van de totale flux (Krijgsveld *et al.* 2011) werd voor OWEZ na extrapolatie een jaarlijkse flux (heen- en terugreis) van afgerond 2.000 ganzen en zwanen per strekkende kilometer op rotorhoogte door het gebied gemeten. Aangezien geen specifieke hoogteprofielen voor ganzen en zwanen bestaan en ook geen lokale fluxmetingen zijn gedaan, is dit ook de best mogelijke, kwantitatieve schatting voor fluxen in windenergiegebied Borssele (tabel 2.10).

'Land'vogels: eenden

Tijdens de scheepstellingen werden rond windenergiegebied Borssele bergeenden, krakeenden en meerkoet waargenomen (Vanermen *et al.* 2013). Rond OWEZ werden daarnaast ook nog grote zaagbek, middelste zaagbek, topper, kuifeend, tafeleend, smient, pijlstaart, wintertaling, zomertaling, wilde eend en slobeend gezien (Krijgsveld *et al.* 2011, Leopold *et al.* 2012). Op basis van hoogteprofiel data (15% op rotorhoogte (Wright *et al.* 2012)), de totale gemeten flux (dag en nacht, Krijgsveld *et al.* 2011) en het percentage waargenomen eenden ten opzichte van de totale flux (Krijgsveld *et al.* 2011) werd voor OWEZ na extrapolatie een jaarlijkse flux (heen- en terugreis) van afgerond 400 eenden per strekkende kilometer op rotorhoogte door het gebied gemeten. Aangezien geen specifieke hoogteprofielen voor eenden bestaan en ook

geen lokale fluxmetingen zijn gedaan, is dit ook de best mogelijke, kwantitatieve schatting voor fluxen in windenergiegebied Borssele (tabel 2.10).

'Land'vogels: reigers

Tijdens de scheepstellingen werden rond windenergiegebied Borssele geen reigers waargenomen (Vanermen *et al.* 2013). Rond OWEZ werden blauwe reiger en lepelaar vastgesteld (Krijgsveld *et al.* 2011, Leopold *et al.* 2012). Op basis van hoogteprofiel data (50% op rotorhoogte (Wright *et al.* 2012)), de totale gemeten flux (dag en nacht, Krijgsveld *et al.* 2011) en het percentage waargenomen reigers ten opzichte van de totale flux (Krijgsveld *et al.* 2011) werd voor OWEZ na extrapolatie een jaarlijkse flux (heen- en terugreis) van afgerond 400 reigers per strekkende kilometer op rotorhoogte door het gebied gemeten. Aangezien geen specifieke hoogteprofielen voor reigers bestaan en ook geen lokale fluxmetingen zijn gedaan, is dit ook de best mogelijke, kwantitatieve schatting voor fluxen in windenergiegebied Borssele (tabel 2.10).

'Land'vogels: roofvogels en uilen

Tijdens de scheepstellingen werden rond windenergiegebied Borssele geen roofvogels en uilen waargenomen (Vanermen *et al.* 2013). Rond OWEZ werden havik, sperwer, torenvalk, bruine kiekendief, blauwe kiekendief, smelleken, slechtvalk, ransuil en velduil vastgesteld (Krijgsveld *et al.* 2011, Leopold *et al.* 2012). Roofvogels en uilen vliegen boven zee voornamelijk op lage hoogtes, en zullen dus geen slachtoffer worden. Uitzondering in dit verband is de velduil die mogelijk wel op turbine hoogte vliegt. Echter de aantallen van deze soort zijn dermate laag dat de aantallen slachtoffers in Kavel III en IV verwaarloosbaar zijn. Op basis van hoogteprofiel data (50% op rotorhoogte (Wright *et al.* 2012)), de totale gemeten flux (dag en nacht, Krijgsveld *et al.* 2011) en het percentage waargenomen roofvogels en uilen ten opzichte van de totale flux (Krijgsveld *et al.* 2011) werd voor OWEZ na extrapolatie een jaarlijkse flux (heen- en terugreis) van afgerond 200 roofvogels en uilen per strekkende kilometer op rotorhoogte door het gebied gemeten. Aangezien geen specifieke hoogteprofielen voor roofvogels en uilen bestaan en ook geen lokale fluxmetingen zijn gedaan, is dit ook de best mogelijke, kwantitatieve schatting voor fluxen in windenergiegebied Borssele (tabel 2.10).

'Land'vogels: steltlopers

Tijdens de scheepstellingen werden rond windenergiegebied Borssele goudplevier, wulp en regenwulp waargenomen (Vanermen *et al.* 2013). Rond OWEZ werden daarnaast ook nog kanoet, bonte strandloper, kleine strandloper, paarse strandloper, drieteenstrandloper, zilverplevier, kievit, bontbekplevier, strandplevier, morinelplevier, scholekster, grutto, rosse grutto, steenloper, oeverloper, tureluur, groenpootruiter, kemphaan, watersnip, houtsnip, bokje en rosse franjepoot gezien (Krijgsveld *et al.* 2011, Leopold *et al.* 2012). Veruit de meerderheid van de steltlopers vliegt op (zeer) grote hoogte, of juist vlak boven het wateroppervlak, in beide omstandigheden ver buiten het bereik van rotoren. De aantallen slachtoffers zullen derhalve verwaarloosbaar zijn. Op basis van hoogteprofiel data (25% op rotorhoogte (Wright *et al.* 2012)), de totale gemeten flux (dag en nacht, Krijgsveld *et al.* 2011) en het

percentage waargenomen steltlopers ten opzichte van de totale flux (Krijgsveld *et al.* 2011) werd voor OWEZ na extrapolatie een jaarlijkse flux (heen en terugreis) van afgerond 500 steltlopers per strekkende kilometer op rotorhoogte door het gebied gemeten. Aangezien geen specifieke hoogteprofielen voor steltlopers bestaan en ook geen lokale fluxmetingen zijn gedaan, is dit ook de best mogelijke, kwantitatieve schatting voor fluxen in windenergiegebied Borssele (tabel 2.10).

'Land'vogels: zangvogels

Tijdens de scheepstellingen werden rond windenergiegebied Borssele graspieper, witte kwikstaart, merel, koperwiek, kramsvogel, zanglijster, spreeuw, kneu en vink waargenomen (Vanermen *et al.* 2013). Rond OWEZ werden daarnaast ook nog pestvogel, grote barmsijs, huiszwaluw, boerenzwaluw, gierzwaluw, gele kwikstaart, grote gele kwikstaart, rouwkwikstaart, oeverpieper, veldleeuwerik, boomleeuwerik, winterkoning, roodborst, grote lijster, zwarte roodstaart, bonte vliegenvanger, tjiftjaf, fitis, zwartkop, goudhaan, keep, sijs, tapuit, paapje, turkse tortel, houtduif, zwarte kraai, roek, kauw en rietgors vastgesteld (Krijgsveld *et al.* 2011, Leopold *et al.* 2012). Op basis van hoogteprofiel data in OWEZ (figuur 2.20), de totale gemeten flux (dag en nacht, Krijgsveld *et al.* 2011) en het percentage waargenomen zangvogels ten opzichte van de dag flux en de aanname dat alle nachtelijke bewegingen zangvogels zijn (Krijgsveld *et al.* 2011) werd voor OWEZ na extrapolatie een jaarlijkse flux (heen en terugreis) van afgerond 107.000 zangvogels per strekkende kilometer op rotorhoogte door het gebied gemeten. Aangezien geen lokale fluxmetingen voor zangvogels zijn gedaan is dit ook de best mogelijke kwantitatieve schatting voor fluxen in windenergiegebied Borssele (tabel 2.10). Echter door de hoogteprofiel benadering is voor deze soortgroep wel onderscheid te maken tussen de verschillende alternatieven in Borssele.

Tabel 2.10 Schatting van de flux van niet-zeevogels per strekkende km die door windenergiegebied Borssele trekken, op basis van radarfluxen en procentuele soortgroepverdeling vastgesteld met behulp van visuele waarnemingen door Krijgsveld et al. (2011) rond OWEZ. Hiervoor is uitgegaan van de rotorgrootte van OWEZ en voor zangvogels voor de twee rotorgrootte's van Borssele.

		Aantalsschattingen per strekkende km		
Soortgroep	**Fractie van totale flux op OWEZ**	**OWEZ**	**Borssele V1**	**Borssele V2**
ganzen en zwanen	0,007	~2.000	idem	idem
eenden	0,004	~400	idem	idem
reigers	0,001	~400	idem	idem
roofvogels en uilen	0,0004	~200	idem	idem
steltlopers	0,003	~500	idem	idem
zangvogels overdag	0,15	~17.000	~20.000	~29.000
zangvogels nacht	1	~90.000	~105.000	~151.000
zangvogels totaal		~107.000	~125.000	~180.000

Vliegrichtingen

De Noordzee is de scheiding tussen het Europese vaste land, de Britse Eilanden, en Scandinavië, waarbij Nederland deel uitmaakt van het vaste land. Daardoor komen boven de Noordzee twee dominante vliegrichtingen voor. In het najaar vliegen trekvogels van het vaste land de Britse Eilanden in het westen, terwijl in het voorjaar de trekstroom de andere kant op gaat. Daarnaast vliegen grote aantallen trekvogels in het najaar naar het zuiden vanuit de Noordelijke Noordzee en Scandinavië respectievelijk het Kanaal in of naar Zuid(west) Europa. In het voorjaar gaan deze de andere kant op. Voor de verschillende groepen trekvogels boven het windenergiegebied Borssele zijn de volgende vliegrichtingen te onderscheiden (zie ook verzamelde kaartbeelden in Bijlage II).

Zeevogels

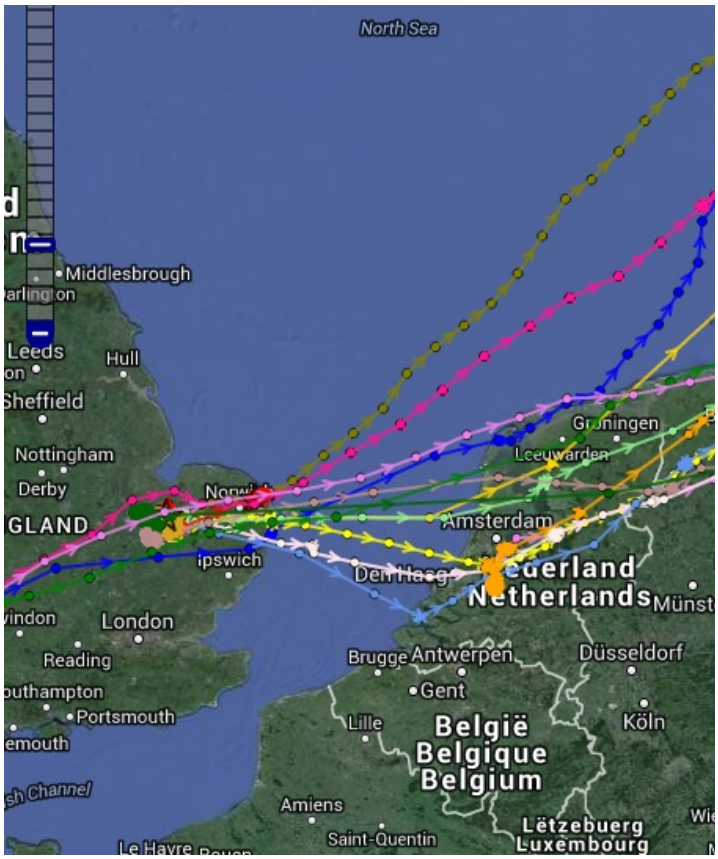
Vooral in het voor- en najaar trekt een groot aantal zeevogels evenwijdig aan de kust van en naar broed- en overwinteringsgebieden (o.a. Camphuysen & Van Dijk 1983, Platteeuw *et al.* 1994). Dit geldt dagelijks voor vele honderden tot maximaal vele duizenden vogels. Lensink & van der Winden (1997) schatten op grond van de beschikbare bronnen dat van een groot aantal zeevogelsoorten internationaal belangrijke aantallen langs de Nederlandse kust trekken. Deze groep vogels vliegt na het broedseizoen boven windenergiegebied Borssele grofweg van Noord en Noordoost naar Zuidwest het Kanaal in en gaat in het voorjaar weer terug de Noordzee op richting de kolonies.

Kustvogels

Deze groep vliegt overwegend van Noordoost naar Zuidwest in het najaar, en omgekeerd in het voorjaar. Deze bewegingen vinden evenwijdig aan de kust plaats. Mogelijk steken veel soorten de kust van (Noord-)Nederland af, door grofweg rechtstreeks van de Waddeneilanden naar België te vliegen om dan langs de kust van Frankrijk verder te gaan.

Een substantieel deel van de vogeltrekbewegingen van kustvogels over de Noordzee bestaat uit steltlopers en watervogels die een relatie hebben met de Waddenzee. Dit gaat om vliegbewegingen parallel aan de kust, van en naar gebieden ten zuiden van Nederland, en om uitwisseling met gebieden in het Verenigd Koninkrijk. De Waddenzee is een van de rijkste watervogelgebieden in de wereld. Gedurende het gehele jaar trekken grote aantallen vogels van en naar de Waddenzee. De Waddenzee is zowel een belangrijk broedgebied als een belangrijk tussen- en eindstation voor vele soorten watervogels. Aan dit gebied gerelateerde vliegbewegingen zijn daardoor van bijzondere betekenis. Gezien de ligging van de Waddenzee wordt verondersteld dat vogels uit de Waddenzee meer noordelijk dan zuidelijk de oversteek naar Engeland maken. In het zuiden van Nederland trekken vogels vanuit het Deltagebied naar Engeland, maar die aantallen zijn kleiner dan in het Waddengebied.

Er zijn meer soorten watervogels die van of via Nederland naar Engeland vliegen, zoals rotgans en kleine zwaan. De verspreiding van de rotgans heeft een zwaartepunt in het Wadden- en Deltagebied. De kleine zwaan is tegenwoordig het meest talrijk langs de Friese IJsselmeerkust en in het Randmerengebied. Kleine zwanen die vanuit Engeland naar Nederland oversteken volgen de korste route over de Noordzee. Onderzoek met GPS-loggers aan kleine zwanen (Griffin *et al.* 2015) laat zien dat de oversteek van Engeland naar Nederland langs de hele Noordzeekust plaats vinden (figuur 2.19). Naar verwachting zal de oversteek van rotganzen een vergelijkbaar beeld vertonen. Een ander opmerkelijk fenomeen is de trek van bergeenden waarbij Engelse vogels in de Waddenzee ruien en daarna weer terug keren. Daarnaast zijn er ook 'reguliere' noord-zuid bewegingen van bergeenden.



Figuur 2.19 Oversteek van gezenderde kleine zwanen van Engeland naar Nederland (bron: Griffin et al. 2015).

'Land'vogels

Deze groep gebruikt twee hoofdroutes boven Borssele. Een deel gaat west – oost tussen de Britse Eilanden en het vasteland van Europa, en een ander deel (met name steltlopers die in Afrika overwinteren) vliegen Noordoost – Zuidwest, evenwijdig aan de kust.

In voor- en najaar treedt in de kustzone sterke trek op van zangvogels (LWVT/SOVON 2002, Lensink & Van der Winden 1997). Boven land stuwt de trek overdag geregeld,

waarbij in een smalle strook achter en boven de zeereep vele tienduizenden vogels per dag kunnen passeren (o.a. Buurma 1987). Ook in de nacht kan de trekstroom langs de kust verdichten, maar minder sterk dan overdag (Buurma & Van Gasteren 1989). Overdag trekkende kleinere zangvogels die naar Engeland willen, kennen in sommige najaren een gradiënt met toenemende aantallen aan de kust naar het zuiden toe. Indien gunstige rugwinden optreden, zullen deze vogels overdag vanaf de Nederlandse kust de oversteek naar Engeland maken. Indien tegenwinden overheersen, vliegen deze vogels zoveel mogelijk over land door naar het zuiden, waar de afstand naar Engeland bij Calais het kleinst is. In sommige najaren maken daar de grootste aantallen de oversteek. Vooral onder gunstige weersomstandigheden waarbij meewind een belangrijke factor is, trekken 's nachts grote aantallen vogels over de Noordzee (Richardson 1978, Buurma 1987, Lensink & van der Winden 1997, LWVT/SOVON 2002). Bij gunstige wind vliegen de vogels over het algemeen hoger dan 200 m en in een zeer breed front (o.a. Buurma 1987, Gruber & Nehls 2003). In de ochtend en bij slecht weer vliegen deze nachttrekkers vooral op minder dan 150 m hoogte (o.a. Deelder & Tinbergen 1947, Buurma 1987, Buurma & van Gasteren 1989, Gruber & Nehls 2003). Bij sterke tegenwind of slecht zicht kunnen grote aantallen zangvogels gedesoriënteerd raken en in zee terecht komen (Lensink *et al.* 1999). Tot de meest talrijke zangvogels in de trekstroom over de Noordzee behoren merel, koperwiek, kramsvogel, zanglijster, spreeuw en vink (Lensink & van der Winden 1997). Naar verwachting is er een gradiënt in de dichtheid van overstekende nachttrekkende zangvogels als lijsters. Deze vogels pogen in een zo'n kort mogelijke route naar de Britse eilanden te gaan, waarbij in het zeegebied van noord naar zuid een afnemende gradiënt bestaat. Een deel van deze vogels betreft vogels die vanuit Noorwegen in één keer de oversteek pogen te maken, maar halverwege via een zuidoostelijke trekrichting naar de Nederlandse kust komen vliegen en later een tweede poging doen (Buurma 1987). Ook gedurende de dag kunnen landvogels over zee trekken. Over het algemeen gebeurt dit in een breed front, ook op hoogtes van minder dan 200 m en derhalve dus in de zone waar de rotoren draaien (Buurma & Van Gasteren 1989, Van Gasteren *et al.* 2002).

Gedetailleerde informatie over vliegrichtingen voor de Noord-Hollandse kust is verzameld door Krijgsveld *et al.* (2011) met behulp van radar. In die rapportage wordt voor de verschillende seizoenen en momenten van de dag een overzicht gegeven van vliegrichtingen van verschillende groepen vogels. Voor het windenergiegebied Borssele ontbreken deze gegevens echter, maar naar alle waarschijnlijk kunnen deels de bevindingen bij OWEZ geëxtrapoleerd worden naar Borssele, omdat het dezelfde trekstromen betreft die over en breed front plaatsvinden, zoals ook eerder beschreven door Lensink & van der Winden (1997). Om deze inschattingen te staven is een aanvullende analyse mogelijk en aanbevelingswaardig op basis van data van scheepstellingen (Vanermen *et al.* 2013) en vliegtuigtellingen in het gebied. Deze analyse zou extra informatie kunnen verschaffen over specifieke vliegrichtingen ter plaatse. Vooralsnog blijft de informatie beperkt tot de drie hoofdgroepen zoals hierboven beschreven. Deze zijn gebaseerd op diverse kaarten uit eerdere rapportages van Fijn & Poot (2014).

Vlieghoogtes

Zee- en kustvogels

Zeevogels trekken eigenlijk onder bijna alle omstandigheden, echter een gunstige wind ten opzichte van de trekrichting is van invloed op de trekintensiteit van de meeste soorten. Van de soorten in deze groep is bekend dat ze in grote aantallen op lage hoogten vliegen (onder de 100 m, maar meestal veel lager), maar ook is bekend dat duikers, meeuwen, jagers en sterns op trek op honderden meters hoogte kunnen vliegen en daarmee buiten het bereik van rotoren van offshore windturbines blijven. Deze hoge trek vindt met name plaats bij gunstige meewind situaties, maar in welke mate is onbekend.

Landvogels

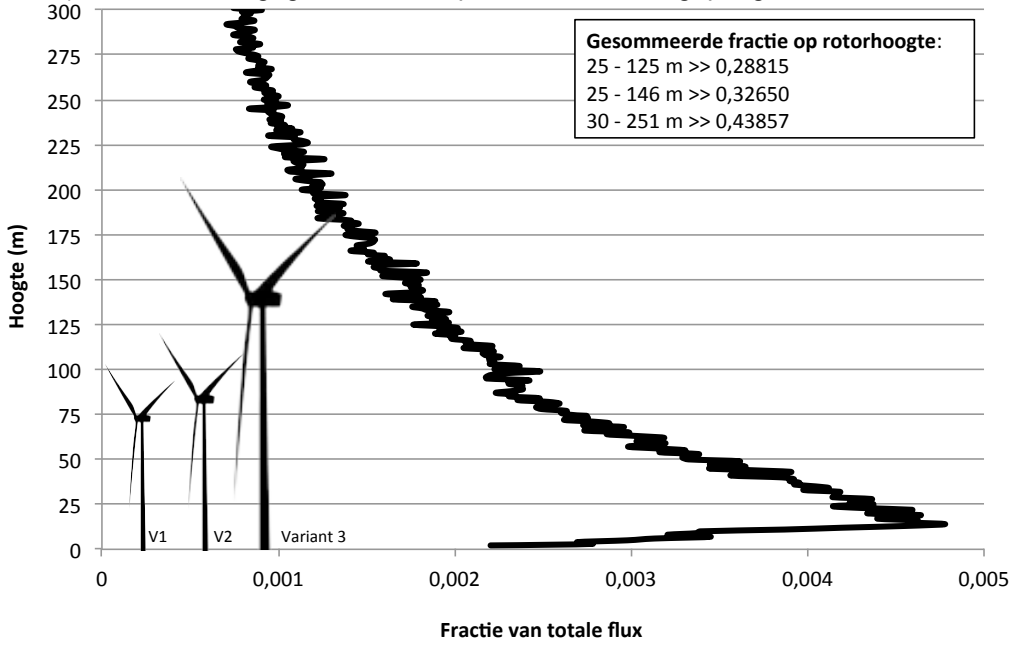
Met name niet-zeevogels trekken bij voorkeur onder gunstige omstandigheden over voor hen gevaarlijke grote zee-oppervlakten, dat wil zeggen; gunstige wind (in de rug), geen neerslag en geen gesloten wolkendek. Vaak is de trek dan beperkt tot maar een aantal hoogtelagen; daaronder bewegen zich dan vooral de startende en landende vogels. Op gunstige dagen en nachten vliegen zangvogels en steltlopers vaak op honderden meters hoogte tot meer dan 2 km hoogte waarbij de onderste lagen relatief leeg zijn. Onder minder gunstige omstandigheden (tegenwind) verplaatsen de vogels zich in de onderste luchtlagen en is het in de hogere luchtlagen rustig. Bij tegenwind is de bereidheid onder zangvogels om onveilige gebieden als een Noordzee over te steken kleiner dan onder gunstige omstandigheden. Dan blijft een relatief groot deel de kust volgen. Gemiddeld genomen vliegt ongeveer 20% van het totale volume aan trek op een hoogte van rond 100 m (rotorhoogte van een 3 MW turbine); dit zijn vooral zangvogels en dan vooral in de nacht (Krijgsveld *et al.* 2011). Radarstudies in het kustgebied van Nederland hebben laten zien dat in de nacht trekkende vogels gemiddeld hoger vliegen dan overdag; zowel boven land als boven zee (Buurma & van Gasteren 1989, Van Gasteren *et al.* 2002, Krijgsveld *et al.* 2011). Daarnaast vliegen ze in de nacht (in ieder geval zangvogels) vooral als eenlingen. Overdag voegen ze zich samen tot kleinere of grotere groepen.

De meest recente reviews van vlieghoogtes van vogels boven zee zijn geschreven door Cook *et al.* (2012) en Johnston *et al.* (2014). In deze publicaties en bijbehorende spreadsheets zijn voor bijna alle vogelsoorten vlieghoogtes te bepalen. Natuurlijk niet specifiek voor windenergiegebied Borssele, maar er zijn geen aanwijzingen dat de vlieghoogtes in dit specifieke gebied af zullen wijken van algemeen waargenomen patronen. Deze vlieghoogtes zijn uitsluitend beschikbaar voor zeevogels. Voor ‘land’vogels zoals ganzen, zwanen, eenden, reigers, roofvogels, uilen en steltlopers moeten aannames worden gedaan over welke fractie op rotorhoogte vliegt op basis van diverse bronnen (observaties, telemetrie-gegevens, radar-gegevens). Zoals eerder vermeld wordt in de review van Wright *et al.* (2012) een standaard gegeven voor de meeste soortgroepen. Voor zangvogels moet geput worden uit andere data. Hiervoor zijn de radardata bij OWEZ (Krijgsveld *et al.* 2011) opnieuw geanalyseerd. Om een hoogteprofiel van nachtelijke trek te verkrijgen zijn uit de database alle

nachten uit de maanden oktober 2007, 2008 en 2009 geselecteerd. Per meter vlieghoogte is bepaald hoeveel vogels op die hoogte vlogen, en daarmee ook welke fractie van de totale trekstroom dit representeert. Hiervoor is aangenomen dat geen detectieverlies als gevolg van radarbereik optreedt (zie voor uitleg Krijgsveld *et al.* 2011). Dit is mogelijk doordat detectieverlies voornamelijk optreedt onder de 25 meter en boven de 900 meter (Krijgsveld *et al.* 2011), en dus niet op rotorhoogte. Daarnaast is aangenomen dat alle zangvogeltrek beperkt blijft tot onder 1400 meter hoogte. Dit is niet het geval, omdat ook op grotere hoogten zangvogels vliegen, echter daar is niet gemeten met de radar. De totale fracties kunnen dus nog lager zijn, echter als worst-case is bovenstaande benadering correct. Hieruit volgt een hoogteprofiel voor zangvogels tijdens nachten in oktober waarmee fracties op rotorhoogte zijn te bepalen voor de verschillende alternatieven (figuur 2.20), waarmee fluxen kunnen worden berekend die worden gebruikt om aantallen aanvaringsslachtoffers te berekenen.

Routes trekvogels over Noordzee

De afbakening van migratieroutes is niet eenvoudig. Zeer veel vogels trekken over de Noordzee en alleen hun herkomst (broedgebied) en bestemming (overwinterings-gebied) zijn over het algemeen bekend. Veelal is er echter geen sprake van vast omschreven "routes", zeker niet in een vorm waarin deze exact op een kaart kunnen worden gezet en waarvan dan zou kunnen worden aangegeven of deze over of juist langs het windenergiegebied Borssele lopen. Bijvoorbeeld tijdens de herfsttrek van zangvogels over de Noordzee lijkt eerder sprake van een “breed front van doortrekkende vogels” dan van nauwe, goed definieerbare trekbanen. Er is enige kennis over patronen en dichtheidsgradiënten (bijv. ten opzichte van de kust, zie boven) die wordt weergegeven in twee publicaties waarin gepoogd is de beschikbare



Figuur 2.20 Hoogteprofiel van zangvogeltrek tijdens oktobernachten in OWEZ en daarmee aangegeven de cumulatieve fracties op rotorhoogte voor de verschillende alternatieven in windenergiegebied Borssele.

informatie zo goed en gecondenseerd mogelijk weer te geven: Lensink & van der Winden (1997) en Van de Laar & Bosma (1999). Hoewel de kaarten in beide publicaties er verschillend uitzien (brede pijlen vormen trekbanen in de eerste, een groot aantal individuele lijnen vormen trekbanen in de tweede) is het geschetste beeld vergelijkbaar. In bijlage II zijn de relevante kaarten omtrent hoofdmigratieroutes, uit Lensink & van der Winden (1997), overgenomen. Omwille van duidelijkheid zijn die uit Van de Laar & Bosma (1999) niet overgenomen, echter beide bronnen geven hetzelfde beeld.

Kort samengevat kunnen de volgende globale trekpatronen onderscheiden worden. Hieronder wordt per soortgroep ingegaan op de details omtrent trekgedrag:

1. Seizoenstrek van vogels (zangvogels, watervogels, zeevogels) die van noordelijke/oostelijke broedgebieden naar zuidelijke/zuidwestelijke overwinteringsgebieden vliegen en in het voorjaar *vice versa*. Als gevolg van stuwing langs de kust (in sommige omstandigheden en voor een deel van deze vogels) is er een netto dichtheidsgradiënt dwars op de Hollandse kust; hoe verder uit de kust hoe minder vogels. Overigens zou deze gradiënt 's nachts minder sterk kunnen zijn dan overdag. Sommige soorten snijden overdag de bocht in de Hollandse kust af. Dit leidt tot het afvlakken van de gradiënt.
2. Seizoenstrek van vogels die van noordelijke/oostelijke broedgebieden in Scandinavië en Siberië naar westelijke overwinteringsgebieden op de Britse eilanden vliegen een in het voorjaar weer terug. Op grond van de beschikbare informatie bestaat er een noord-zuid gradiënt van nachtelijke zangvogeltrek van vogels die in één keer vanaf Scandinavië naar Engeland of Nederland oversteken (gedomineerd door met name de soortgroep lijsters). Een deel van deze vogels haalt het niet in één keer en kan dan door middel van een correctievlucht weer terugvallen op de Nederlandse kust. Dat gebeurt voor het grootste deel in daglicht. Trek van watervogels en steltlopers uit de Waddenzee kent waarschijnlijk een van noord naar zuid aflopende dichtheidsgradiënt. De dagtrek van zangvogels gaat juist naar het zuiden in het najaar en de oversteek over het Kanaal vindt plaats op het smalste punt. Aangezien dit overdag gebeurt, heeft dit nauwelijks invloed op het aanvaringsrisico.
3. Seizoenstrek (najaarstrek) van zeevogels die van de Britse Eilanden naar de Continentale kustlijn oversteken om vervolgens langs die kustlijn naar het zuiden door te trekken. Er loopt een diffuse trekroute voor een aantal soorten van de belangrijke broedgebieden in noord en noordwest Schotland, schuin over de Noordzee naar de Continentale kust. Voor deze trekroute vormt een windpark in het windenergiegebied Borssele wellicht wel een hindernis. De herfsttrek verloopt op open zee echter meestal diffuus, over een breed pad en duurt langer dan de voorjaarstrek, zoals ook waargenomen wordt langs de Nederlandse kust (Camphuysen & van Dijk 1983, Platteeuw *et al.* 1994). Deze factoren verminderen mogelijk de risico's van een windpark op open zee, maar meer informatie is nodig om de daadwerkelijke risico's van een windpark in de Zuidelijke Bocht van de Noordzee te kunnen bepalen.

2.5 Vleermuizen

2.5.1 Lokale vleermuizen

Vleermuizen zijn relatief veel voorkomende kleine zoogdieren die hoofdzakelijk 's nachts in zeer uiteenlopende habitats in Nederland te vinden zijn (Limpens *et al.* 1997, Dietz *et al.* 2011). De zee is door de afwezigheid van slaapgelegenheid en in het algemeen schaarse voorkomen van insecten als prooi, een relatief ongastvrij habitat voor vleermuizen. Echter, met name op warme zomer- en vroege najaarsnachten met oostenwind, kunnen insecten tijdens hun trek massaal boven de Noordzee van de Nederlandse kustzone terechtkomen (Krijgsveld *et al.* 2011). Tijdens rustige windomstandigheden kan zo'n accumulatie aan insecten boven zee een goede foerageergelegenheid bieden aan lokale vleermuizen, zoals de rosse vleermuis (*Nyctalus noctula*), de watervleermuis (*Myotis daubentonii*) en de meervleermuis (*Myotis dasycneme)* (Ahlén *et al.* 2007). Echter, de maximale foerageerafstand vanaf de kust van deze soorten ligt onder de 10 km (Ahlén *et al.* 2007). Gezien de afstand van het windenergiegebied Borssele tot de kust is uitgesloten dat lokale vleermuizen foerageervluchten maken door dit gebied. Aanvaringsslachtoffers van lokale vleermuizen worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

2.5.2 Vleermuizen tijdens seizoenstrek

Over de ligging van migratieroutes van vleermuizen is nog maar weinig bekend. De meeste vleermuissoorten volgen tijdens de seizoenstrek rivieren (Furmankiewicz & Kucharska 2009) en de kust (Petersons 2004, McGuire *et al.* 2012). Gedurende de trektijd worden lage aantallen ruige dwergvleermuizen vrijwel overal waargenomen waardoor breedfront trek waarschijnlijk is. In het verleden zijn regelmatig vleermuizen aangetroffen op olieplatforms, windturbines en boten, soms tot ver buiten de kust (Boshamer & Bekker 2008, Ahlén *et al.* 2009, Russ *et al.* 2013, Petersen *et al.* 2014a). Naar alle waarschijnlijkheid zijn dit met name vleermuizen die daar landen tijdens de seizoenstrek. Van een aantal, voornamelijk boomwonende, soorten is het bekend dat tijdens migratie lange afstanden worden afgelegd. Lange-afstand migratie is goed gedocumenteerd voor de rosse vleermuis en de ruige dwergvleermuis. Deze soorten trekken in de herfst vanuit Scandinavië, de Baltische Staten en zelfs vanuit Rusland naar plaatsen in Europa met een zachter zeeklimaat (Rydell *et al.* 2014). Tijdens deze trek steken de dieren ook grote meren, de Oostzee en de Noordzee over. Zo is migratie tussen Nederland en Engeland in het voor- en najaar bewezen voor de ruige dwergvleermuis (Morris 2014).

In de periode tussen 1988 en 2007 werden 34 vleermuizen geregistreerd op offshore platforms in de Noordzee, in 76% van de gevallen ging het daarbij om ruige dwergvleermuis, en deze kwamen ook op afstanden van 60 – 80 km uit de kust voor (Boshamer & Bekker 2008). Vleermuisactiviteit is nog niet vaak gemeten in windparken in de Noordzee. Echter, in sommige offshore windparken in de Noordzee, zoals PAWP, werden meer dan 100 opnames van vleermuisroepjes gemaakt binnen een maand (ongepubliceerde gegevens IMARES). In de Nederlandse windparken

OWEZ en PAWP zijn met zekerheid ruige dwergvleermuizen en rosse vleermuizen waargenomen (Jonge Poerink *et al.* 2013). Deze parken liggen op een vergelijkbare afstand uit de kust als het windenergiegebied Borssele en daarom is het voorkomen van deze soorten in het windenergiegebied Borssele zeer waarschijnlijk. Ook de meest recente metingen van IMARES/Field Company geven aan dat 95,7% van de geregistreerde vleermuisactiviteit in de Noordzee bestond uit ruige dwergvleermuizen en 2,6% rosse vleermuizen. Het resterende kleine deel bestond uit tweekleurige vleermuizen (*Vespertilio murinus;* 1,2%) en gewone dwergvleermuizen (*Pipistrellus pipistrellus;* 0,5%). Rosse vleermuizen gebruiken echolocatie van een lagere frequentie dan ruige dwergvleermuizen. Lagere tonen worden minder gedempt door de atmosfeer en dragen dus verder. Als met dit fenomeen rekening wordt gehouden in detectiekansberekeningen (EUROBATS), dan komt het percentage van rosse vleermuizen waarschijnlijk nog iets lager uit dan 2,6%.

Op basis hiervan kan de mogelijkheid niet worden uitgesloten dat in het windenergiegebied Borssele slachtoffers van de ruige dwergvleermuis en de rosse vleermuis vallen en daarom wordt hieronder een populatieschatting van deze soorten gegeven. Andere soorten zijn slechts incidenteel en in zeer kleine aantallen boven de Noordzee waargenomen. Aanvaringslachtoffers van deze soorten worden daarom slechts kort behandeld in dit MER.

Ruige dwergvleermuis *Pipistrellus nathusii*
De herkomst van ruige dwergvleermuizen over de Noordzee is nog nooit systematisch bestudeerd. Reproductie in Nederland en het Verenigd Koninkrijk is zeldzaam. Kraamkolonies zijn maar zeer zelden waargenomen (Kapteyn 1995; Bat Conservation Trust 2010). Ringterugmeldingen geven aan dat dieren uit de Baltische Staten, Scandinavië, Polen en Duitsland naar West-Europa kunnen trekken (Hutterer *et al.* 2005). Onlangs is met behulp van stabiele isotopen bepaald dat een tiental ruige dwergvleermuizen, die werden gedood in Duitse windparken, uit Estland en Rusland kwamen (Voigt *et al.* 2012).

Op basis van deze kennis worden in tabel 2.11 populatieschattingen en trends tot zover bekend voor deze landen weergegeven. Informatie is slechts beschikbaar voor EU landen. Voor vijf landen zijn trends voor ruige dwergvleermuizen beschikbaar. In Duitsland is de populatie stabiel, net zoals in Litouwen. In Zweden en de twee andere Baltische Staten neemt de populatie toe. Verder is het bekend dat de ruimtelijke verspreiding van deze soort ook toeneemt (Dietz *et al.* 2011).

Rosse Vleermuis *Nyctalus noctula*
Rosse vleermuizen hebben reproducerende populaties in de meeste landen rondom de Noordzee (e.g. Verenigd Koninkrijk, België, Nederland), maar in het Verenigd Koninkrijk lijkt de soort niet of nauwelijks te migreren (Jones *et al.* 2009). Hetzelfde geldt voor de Nederlandse populatie waar de dieren relatief dichtbij hun kraamkolonies overwinteren (Bells 1952, Sluiter & van Heerdt 1966).

Tabel 2.11 Populatieschattingen en trends in mogelijke EU herkomstlanden van ruige dwergvleermuizen in het windenergiegebied Borssele (source: European Topic Centre on Biological Diversity). N/A = niet bekend; + is toenemend; = is stabiel.

Herkomst	Populatieschatting	Trend
Duitsland	N/A	=
Polen	5.100	N/A
Estland	N/A	+
Letland	10.000 – 50.000	+
Litouwen	40.000 – 50.000	=
Denemarken	N/A	N/A
Finland	N/A	N/A
Zweden	3.000 – 6.500	+

Alle waarnemingen van rosse vleermuizen boven zee en langs de kust zijn gedaan tijdens de trekperiode, met een piek in laat augustus. Daarom lijkt het waarschijnlijk dat rosse vleermuizen geregistreerd ver uit de kust niet afkomstig zijn uit Engelse of Nederlandse populaties. Vermoedelijk ligt hun herkomst in landen waar de winters strenger zijn, zoals Noordoost-Europese landen (Rydell *et al.* 2014). Dit wordt ook bevestigd door de voornamelijk zuidwest georiënteerde route van gemarkeerde rosse vleermuizen tijdens de herfsttrek in Europa (Hutterer *et al.* 2005) en door studies met stabiele isotopen (Voigt *et al.* 2012, Lehnert *et al.* 2014). Laatstgenoemde onderzoeken stelden vast dat dieren gedood in windparken in oost Duitsland zowel uit lokale populaties (Duitsland en Polen) afkomstig waren als bestanden van trekkende dieren (uit de Baltische Staten, Wit-Rusland en Rusland).

Samenvattend is de meest waarschijnlijke herkomst van trekkende rosse vleermuizen boven de Noordzee te vinden in de Baltische Staten, Wit-Rusland, Rusland, Polen, Duitsland en mogelijk Scandinavië. Op basis van deze kennis worden in tabel 2.12 populatieschattingen en trends voor zover bekend voor deze landen weergegeven. Informatie is slechts beschikbaar voor EU landen. Van de vijf landen waarvan populatietrends beschikbaar zijn, is de trend positief in Duitsland en Estland, terwijl in Polen, Litouwen en Zweden de populatie stabiel is.

Tabel 2.12 Populatieschattingen en trends in mogelijke EU herkomstlanden van rosse vleermuizen in het windenergiegebied Borssele (source: European Topic Centre on Biological Diversity). N/A = niet bekend; + is toenemend; = is stabiel.

Herkomst	Populatieschatting	Trend
Duitsland	N/A	+
Polen	50.000	=
Estland	N/A	+
Letland	5.000 – 10.000	N/A
Litouwen	N/A	=
Denemarken	N/A	N/A
Finland	N/A	N/A
Zweden	55.000 – 95.000	=

Overige vleermuizen

De **gewone dwergvleermuis** is de meest algemene soort op land in het zuidelijke Noordzeegebied. Omdat de seizoensgebonden verplaatsingen meestal niet meer dan 20 kilometer bedragen, wordt de soort in het algemeen als niet-migrerend beschouwd (Dietz *et al.* 2007). Tijdens de meest recente metingen van IMARES/Field Company is slechts een keer een gewone dwergvleermuis waargenomen op OWEZ in augustus 2013. Op basis hiervan lijkt het waarschijnlijk dat de gewone dwergvleermuis slechts als dwaalgast of zeldzame bezoeker op de Noordzee waar te nemen is.

Tweekleurige vleermuizen komen niet in het Verenigd Koninkrijk voor en zijn zeldzaam in België, Nederland en Denemarken. De soort komt vooral in Midden- en Oost-Europa en in het zuiden van Scandinavië voor. De tweekleurige vleermuis is bekend als een langeafstand trekker, zeker de populaties meer in het oosten (Dietz *et al.* 2007). In Nederland is het vooral tijdens de trekperiode, in de noordelijke helft van het land waargenomen. Tweekleurige vleermuizen zijn meerdere malen gevonden op platforms in de Noordzee, maar alle waarnemingen komen vanuit gebieden ten noorden van Nederland (Boshamer & Bekker 2008).

3 Effectbeschrijving

De bouw van windparken in de Noordzee heeft uiteenlopende gevolgen voor zeevogels, trekkende landvogels en trekkende vleermuizen. In de nu volgende paragrafen volgt een overzicht van de beschikbare kennis omtrent de effecten van offshore windparken op vogels en vleermuizen. Hiervoor zijn onderzoeksresultaten uit zowel Nederland als elders uit West Europa geraadpleegd.

In het algemeen kunnen er drie hoofdeffecten van windturbines op vogels (en vleermuizen) worden onderscheiden (b.v. Drewitt & Langston 2006):

1. **Aanvaringen** - effecten op passerende (lees vliegende) vogels, kortweg aanvaringsrisico's genoemd. Vogels kunnen met de rotor, de mast of het zog achter de windturbine in aanraking komen en gewond raken of sterven. Dit gevaar is 's nachts het grootst, met name in donkere of mistige nachten.
2. **Barrièrewerking** – vogels moeten hun vliegpaden verleggen. Indien hierdoor stukken gebied niet meer gebruikt kunnen worden vormen de windturbines een barrière op een vliegroute of trekbaan met verlies aan habitat en verhoogde energetische uitgaven tot gevolg.
3. **Habitatverlies** - effecten op het gebruik van gebieden als foerageer- of rustplaats, kortweg ook wel "verstoring" genoemd. Vogels verlaten als gevolg van de aanwezigheid van een (draaiende) windturbine een bepaald gebied rond de windturbine dan wel het windpark. De verstoringsafstand verschilt per soort. Dit leidt er toe dat een bepaald oppervlak voor gebruik door vogels verloren gaat. Verstoring van broedgebieden wordt hier buiten beschouwing gelaten omdat op zee geen vogels broeden.

Het voornaamste negatieve effect van windturbines op vleermuizen is additionele sterfte. Dit wordt veroorzaakt door aanvaringen met windturbines of door plotselinge luchtdrukveranderingen vlakbij turbines (Bearwald *et al.* 2008). In tegenstelling tot vogels wordt bij vleermuizen vaak over aantrekking door windturbines gesproken in plaats van vermijding (Cryan *et al.* 2014). De reden voor deze aantrekking is nog niet met zekerheid vastgesteld, maar het meest waarschijnlijke verklaring is dat vleermuizen op insecten foerageren die tijdens de trekperiode in de late zomer – vroege herfst rond windturbines in verhoogde dichtheden voorkomen (Rydell *et al.* 2010b). Vanwege dit aantrekkingseffect speelt bij vleermuizen habitatverlies of barrièrewerking geen rol en worden deze aspecten niet in detail behandeld. Omdat offshore locaties geen deel vormen van het leefgebied van vleermuizen, komt het aspect van habitatverlies ook niet naar voren.

Alle bovengenoemde effecten doen zich voor tijdens de diverse fasen tijdens de ontwikkeling en het gebruik van een windpark in het windenergiegebied Borssele:

- **Aanlegfase** - aanleg van funderingen, plaatsen turbines, aanleg kabels en hieraan gerelateerde scheepvaartbewegingen;
- **Gebruiksfase** - aanwezigheid masten, draaien van windturbines en onderhoud en hieraan gerelateerde scheepvaartbewegingen;

- **Verwijderingsfase -** verwijdering van funderingen, kabels en hieraan gerelateerde scheepvaartbewegingen.

Eén van de eerste monitoringsprogramma's naar de effecten van offshore windturbines op vogels werd vanaf ongeveer 2000 uitgevoerd in Denemarken naar aanleiding van de bouw van de parken Horns Rev I en Nysted. In de loop der jaren volgden onderzoeksprogramma's in Nederland, Duitsland, België, Zweden en de UK. Om tot een effectbeschrijving te komen voor een windpark in windenergiegebied Borssele zijn de resultaten van bovengenoemd onderzoek gebruikt in dit hoofdstuk. Aanvullend is soms ook gebruik gemaakt van onderzoek aan windturbines op land of in kustwateren om kennislacunes op zee te kunnen vullen. Een samenvatting van de belangrijkste resultaten wordt gegeven in tabel 3.1 Doordat elke windparklocatie anders is in de aanwezigheid en het gebruik van het gebied door vogels, zijn de onderstaande resultaten niet rechtstreeks te vertalen naar de situatie in windenergiegebied Borssele. Echter de uitkomsten vormen de best beschikbare indicatie van de mogelijke effecten van een windpark aldaar op de verschillende soort(groep)en. Dit geldt met name voor de resultaten verkregen in de parken net over de grens in België gezien de nabije ligging en vergelijkbare avifauna.

Tabel 3.1 Samenvattende tabel van de belangrijkste resultaten van enkele grote onderzoeksprogramma's naar de effecten van offshore windturbines op vogels.

land	soort(en)	resultaten
ZWE	zeevogels, met name zee-eenden	Uitwijkgedrag van eiders en een enkele waargenomen aanvaring. Geen verstoring van ijseenden.
DEN	zeevogels, met name zee-eenden	Uitwijking van zee-eenden en vliegbewegingen van meeuwen. Habitatverlies van duikers, zee-eenden, alkachtigen en sterns. Aantrekking van sterns aan de randen van parken. Gewenning van zee-eenden na enkele gebruiksjaren.
NLD	zeevogels en landvogels	Uitwijkgedrag door jan-van-gent, duikers, alkachtigen en zwarte zee-eend, ganzen, zwanen en eenden. Geen uitwijking door aalscholver, meeuwen, zangvogels en steltlopers. Habitatverlies van duikers, fuut, jan-van-genten, zwarte zee-eend, kleine mantelmeeuw, grote mantelmeeuw, dwergmeeuw, stormmeeuw, drieteenmeeuw, visdief/noordse stern, alkachtigen.
BEL	zeevogels	Habitatverlies van jan-van-gent, zeekoet, alk. Aantrekking van zilvermeeuw, kleine mantelmeeuw, sterns, dwergmeeuwen drieteenmeeuw.
DUI	zeevogels en landvogels	Habitatverlies van duikers, jan-van-gent, kleine mantelmeeuw, drieteenmeeuw en zeekoet. Uitwijkgedrag door dwergmeeuwen, geen uitwijking bij andere soorten meeuwen. Vliegbewegingen vastgesteld van zangvogels op rotorhoogte.
VK	zeevogels	Habitatverlies van duikers, jan-van-gent, aalscholvers, zwarte zee-eend, noordse stormvogel, zilvermeeuw en alkachtigen. Aantrekking van aalscholvers, grote meeuwen, duikers. Uitwijking bij kleine rietganzen. Zeer gedetailleerde verzameling van gegevens over foerageerranges in relatie tot offshore windparken. Gevoeligheidsanalyse van verschillende soorten.

3.1 Vogels - Aanvaringen

Boven zee vliegen zowel lokaal verblijvende zeevogels als trekkende zee- en landvogels. Een deel van deze vliegbewegingen vind plaats op rotorhoogte van windturbines, waardoor deze vogels kans hebben om in aanraking te komen met de rotorbladen wat over het algemeen de dood tot gevolg heeft. Kwantitatieve gegevens over aanvaringen op zee zijn niet voorhanden, echter in diverse landen om ons heen is geprobeerd om aantallen aanvaringsslachtoffers vooraf te berekenen, en een enkele studie aan de kust maakt een inschatting van de mogelijke effecten van aanvaringen.

3.1.1 Constructiefase

Met name in het donker komen aanvaringen van vogels met sedentaire objecten zoals turbines en stilliggende schepen voor. Exacte schattingen van aantallen slachtoffers zijn niet bekend. Echter zullen vergelijkbaar zijn met een willekeurige situatie op land waar vogels ook met gebouwen in aanraking komen (b.v. Drewitt & Langston 2008). Het gaat hierbij om incidenten en de totale aantallen slachtoffers zijn klein.

Veel belangrijker tijdens de constructiefase is de permanente aanwezigheid van schepen die verlichting voeren. Verlichting trekt namelijk allerlei dierensoorten, maar met name vogels, aan waardoor deze gedesoriënteerd raken (Barton & Pollock 2009, Bruinzeel *et al.* 2009). Dit komt met name voor bij nachtelijk vliegende (trek)vogels, maar ook sommige zeevogels zijn gevoelig voor aantrekking door licht. Gevolg is dat deze vogels in aanraking komen met het schip of offshore gebouwde structuren met vaak direct mortaliteit tot gevolg. Er zijn studies waarin geconcludeerd wordt dat effecten van aantrekking door licht op populatieniveau verwaarloosbaar zijn, echter anderen wijzen op overschrijdingen ver boven de 1% norm van de natuurlijke sterft als gevolg van , die in de regel wordt aangehouden als kritische waarde (Bruynzeel *et al.* 2009).

3.1.2 Operationele fase

Kwantitatieve empirische gegevens over aanvaringen van vogels met windturbines op zee zijn nog niet beschikbaar door de hoge kosten en twijfelachtige kwaliteit van de bestaande meetapparatuur (b.v. Collier *et al.* 2011, 2012). Diverse testprojecten zijn uitgevoerd in Nederland, Duitsland en het Verenigd Koninkrijk maar bruikbare resultaten zijn nog niet gepubliceerd.

Aanvaringen komen waarschijnlijk voor onder kustbroedvogels die op zee foerageren en die van en naar de broedplek op en neer vliegen (b.v. Everaert & Stienen 2007, Gyimesi *et al.* 2012). Verder komen aanvaringen voor onder zeevogels die permanent in het gebied verblijven en onder trekvogels (b.v. Drewitt & Langston 2006). Er is momenteel maar één waarneming bekend van aanvaringen van zeevogels met een offshore wind turbine en deze vond plaats in Zweden. Hier werd met behulp van radar en visuele observaties onderzoek gedaan naar het vlieggedrag van eiders. Uit een

groep met 310 vogels werden vier vogels geraakt en minstens één daarvan werd gedood (Petterson 2005). Verdere waarnemingen van aanvaringen op zee of waarnemingen van aanvaringsslachtoffers in het water ontbreken.

Volgens de huidige afspraken zullen de turbines die gebouwd gaan worden in kavel Borssele uitsluitend worden uitgerust met een rood knipperend toplicht. Verlichting heeft een aantrekkende werking op vogels (o.a. Barton & Pollock 2009), echter de kleur en intensiteit van het licht is van groot belang (Poot *et al.* 2008). En hoewel uit deze studie naar voren kwam dat rood licht een aantrekkende werking heeft, zal een knipperend rood licht minder aantrekking veroorzaken dan een continue schijnend wit licht.

Schattingen van aantallen aanvaringsslachtoffers op zee worden gemaakt met behulp van verschillende rekenmodellen (b.v. Band 2000, 2012, Band *et al.* 2007, Troost 2008). Deze modellen geven een inschatting van de aantallen slachtoffers met als invoerparameters fluxen (aantallen vogels die door het park vliegen) al dan niet berekend vanuit een vogeldichtheid, macro- en micro-uitwijkingspercentages (zie onder barrièrewerking) en aanvaringsrisico's (vaak specifiek voor de verschillende soorten). In het verleden zijn diverse modellen ontwikkeld om slachtofferberekeningen te doen. De huidige stand van kennis is dat voor het berekenen van aantallen aanvaringsslachtoffers gebruik wordt gemaakt van het Extended Band Model 2012 (Band 2012) waarbij vlieghoogtes worden bepaald met behulp van Johnston *et al.* (2014).

Voor diverse parken en potentiële parken in West-Europa zijn in het verleden slachtofferberekeningen gemaakt, waarbij de totale aantallen slachtoffers uiteenlopen tussen de tientallen en tienduizenden aanvaringen per windpark per jaar.

3.1.3 Verwijderingsfase

De kans op aanvaringen tijdens de verwijderingsfase zijn vergelijkbaar met die tijdens de aanlegfase. Niet zozeer de aanwezigheid van turbines vormt een risico op aanvaringen als wel de aanwezigheid van permanent verlichte schepen in het gebied.

3.2 Vogels – Barrièrewerking

Tijdens hun vluchten boven zee wijken diverse soorten vogels uit voor individuele windturbines en hele windparken (b.v. Krijgsveld 2014). Deze uitwijking kan dermate groot zijn dat vogels het windpark als een barrière ervaren op lang bestaande vliegroutes. Barrièrewerking, en dan met name de energetische gevolgen van omvliegen, is zeer moeilijk te onderzoeken, echter in het Verenigd Koninkrijk zijn recent hierover de eerste bevindingen gepubliceerd.

3.2.1 Constructiefase

Over barrièrewerking tijdens de aanlegfase is momenteel niks bekend en er zijn ook geen kwantitatieve gegevens beschikbaar. De verwachting is echter dat eventuele verstoring van vliegpaden in de loop van de tijd toeneemt door het toenemende aantal gebouwde turbines.

3.2.2 Operationele fase

Zowel uit onderzoek op land als op zee blijkt dat veel soorten vogels uitwijken bij nadering van een windpark offshore om zo langs het park of individuele turbines te vliegen (b.v. Petersen *et al.* 2006, Krijgsveld *et al.* 2011, Masden *et al.* 2012, Krijgsveld 2014). Ze ervaren windparken als een barrière op hun vliegroute. Barrièrewerking kan dus zowel optreden voor seizoenstrek als voor lokale vliegbewegingen. Dit uitwijkgedrag is onder te verdelen in uitwijking rond het park (**macro-uitwijking**) en uitwijking rond individuele turbines (**micro-uitwijking**). Beide typen worden hieronder behandeld.

Eén van de eerste meldingen van barrièrewerking bij zeevogels kwam uit onderzoek aan visdieven in de haven van Zeebrugge (Everaert & Stienen 2007). Hier bleken verhoogde aantallen slachtoffers te vallen onder vogels die pendelden tussen de kolonie en de foerageergebieden op zee, waarbij de turbines een barrière vormde voor deze vogels.

In sommige studies werd aangetoond dat de tussenruimte tussen turbines van invloed was op de barrière ervaring van soorten (Larsen & Guillaumette 2007, Krijgsveld *et al.* 2011) en ook dat bij een grotere tussenruimte het optreden van barrièrewerking minder kan zijn (Masden *et al.* 2012), echter het onderzoek naar de gevolgen van barrièrewerking staat nog in de kinderschoenen. Verdere gegevens of richtlijnen over de minimaal benodigde tussenruimte tussen turbines om barrièrewerking te voorkomen zijn er niet. De omvang van het windpark bepaalt daarnaast natuurlijk ook de mate van barrièrewerking. De beoordeling hiervan dient onder andere te geschieden in relatie tot de dagelijks af te leggen vliegafstanden.

De gevolgen van uitwijkgedrag kunnen leiden tot hogere energetische uitgaven voor individuele vogels. Voor lokale (broed)vogels bleek dat deze gevolgen het grootst zijn voor sterns door hun manier van vliegen en voedselzoeken (Everaert & Stienen 2007) maar over het algemeen wordt aangenomen dat de energetische gevolgen van barrièrewerking relatief laag zijn (Masden 2010). In een modelstudie werd aangetoond dat in potentie barrièrewerking onder trekvogels kan optreden, maar dat de afstand van omvliegen minimaal is in verhouding tot de totale trekroute (Masden *et al.* 2009). Echter onbekend is wat de gevolgen van omvliegen zullen zijn in cumulatie met andere windparken. Uitwijking is wel van groot belang voor het berekenen van aantallen aanvaringsslachtoffers. Daarom wordt dit hieronder in meer detail behandeld.

Macro-uitwijking

Onder Macro-uitwijking wordt de reactie van vliegende vogels op het gehele windpark verstaan. Micro-uitwijking is de uitwijking van vliegende vogels voor individuele turbines. In Denemarken is voor bepaalde soorten een verschil vastgesteld tussen uitwijking overdag en uitwijking in de nacht. Nabij windpark Nysted vlogen gedurende de nacht ondermeer eiders en zwarte zee-eenden dichter tot het windpark (< 1 km) voor dat uitwijking plaatsvond dan overdag (1,5 – 3,5 km) (Petersen *et al.* 2006). Door de verminderde detectie van het windpark gedurende de nacht vloog een groter aandeel migrerende vogels door het windpark in vergelijking met overdag. Radargegevens wezen erop dat de meeste vogels boven turbinehoogte vlogen. Uitwijking rond de windparken vond plaats vanaf 5 kilometer afstand. Van de vogels die in de richting van het windpark vlogen week in totaal meer dan 50% uit. Overdag blijken trekkende vogels eveneens hun trekroute te verleggen om windparken te vermijden.

Na oprichting van een nearshore windpark in het zuiden van Zweden (Nogersund) verlegden trekvogels hun route zeewaarts om het windpark te ontwijken (Larsson, 1994). De nachtelijke effecten op vogels bij dit windpark zijn onbekend.

Onderzoek bij Tunø Knob (Kattegat, DK) (Tulp *et al.* 1999, Larsen & Guillaumet 2007) bevestigde ook dat lokaal verblijvende eiders in donkere nachten hun vlieggedrag aanpassen. 's Nachts werd in en om het windpark Tunø Knob en directe omgeving duidelijk minder gevlogen dan in de wijdere omgeving. Eiders die in het donker toch het windpark naderden vlogen er in de meeste gevallen uiteindelijk omheen, soms na een duidelijk afbuigende beweging. Er lijkt hierbij nog een verschil te zijn in gebruik. Een opening in de lengterichting (400 m) van het uit twee rijen windturbines bestaande windpark werd meer benut dan de openingen in de dwarsrichting (200 m).

Een vergelijk patroon is zichtbaar in windpark OWEZ (Krijgsveld *et al.* 2011). Uit dit onderzoek bleek dat uitwijking het grootst is bij zeevogels als jan-van-gent, duikers, alken en zeekoeten en zwarte zee-eend. Ganzen, zwanen en eenden waren trekkende landvogels die uitweken voor het windpark. Geen uitwijking werd vastgesteld voor aalscholver, de meeste meeuwensoorten en langstrekkende zangvogels en steltlopers. Het gemiddeld aantal vogels dat vastgesteld werd in het windpark lag 28 % lager dan buiten het windpark. Vliegpaden werden veelal aangepast op 1 – 2 kilometer voor het windpark tot 3 – 4 kilometer na het verlaten van het windpark. De vlieghoogte van lokale zeevogels lag met 70 meter rond turbinehoogte. Trekvogels als steltlopers en zangvogels vlogen tot 1,4 kilometer hoogte.

In een recente studie in Engeland werd uitwijking ook vastgesteld voor trekkende groepen ganzen (~95% van alle trekkende kleine rietganzen) veroorzaakt door een windpark op enkele kilometers uit de kust (Plonckzier & Simms 2012). Ook in Duitsland werd uitwijking geconstateerd voor bijvoorbeeld vliegende dwergmeeuwen

terwijl voor andere soorten (met name grote) meeuwen geen reactie werd vastgesteld (Hill *et al.* 2014).

Micro-uitwijking
Onder micro-uitwijking wordt de reactie van vliegende vogels op individuele turbines verstaan. Krijgsveld *et al.* (2011) hebben vastgesteld dat de meeste vogels binnen het OWEZ windpark op actieve wijze windturbines ontweken. Hierbij zijn geen vogels waargenomen die door het rotoroppervlak vlogen. In de nacht werd de directe omgeving van turbines veelal gemeden. Van de vogels die wel het windpark in vlogen, week 66% van de vogels uit op 50 meter van de turbine. In totaal is de gemeten vermijding van individuele turbines door vogels in het OWEZ windpark 97,6%.

Volgens de huidige stand van wetenschappelijke kennis uitwijking wordt voor de meeste soorten geschat op 98% en voor de meeste zeevogels op 99% (Cook *et al.* 2012). Het Schotse SNH schrijft voor om 98% als basisgetal te gebruiken voor duikers, meeuwen en sterns (SNH 2010), echter Cook *et al*. (2012) beschouwen 99.75% als een betere inschatting van de uitwijking van deze groepen. In dit rapport hebben wij er echter voor gekozen om de soort(groep)specifieke uitwijkingsgetallen te hanteren (gebaseerd op een groot aantal bronnen) zoals samengevat door Maclean *et al*. (2009). Zij concludeerden om uitwijkingspercentages van 99% te hanteren voor duikers, eenden, ganzen, futen, aalscholver, sterns en papegaaiduiker, 99,5% voor jan-van-gent, alkachtigen en meeuwen, en 99,9% vor noordse stormvogel en pijlstormvogels totdat betere informatie beschikbaar komt.

3.2.3 Verwijderingsfase

Over barrièrewerking tijdens de verwijderingsfase is momenteel niks bekend en er zijn ook geen kwantitatieve gegevens beschikbaar. De verwachting is echter dat eventuele verstoring van vliegpaden als gevolg van barrièrewerking in de loop van de tijd afneemt door het afnemende aantal te verwijderen turbines.

3.3 Vogels – Habitatverlies

Zeevogels rusten en zoeken voedsel op zee en met name lokaal verblijvende soorten kunnen daardoor verstoord worden door offshore windparken. Eerder werd habitatverlies vastgesteld in en rond offshore windparken in Denemarken en ook in Nederland en België. Echter de beschikbare informatie over verstorende effecten van offshore windparken is nog altijd beperkt.

3.3.1 Constructiefase

Over verstoring tijdens uitsluitend de aanlegfase van een offshore windpark zijn momenteel geen aparte publicaties met kwantitatieve gegevens beschikbaar. De verwachting is echter dat de verstoring groter is dan tijdens de operationele fase door het effect van toegenomen scheepsverkeer in het gebied dat een verstorende werking

heeft op vele soorten vogels (b.v. Rodgers & Schwickert 2002, Schwemmer *et al.* 2011). Het verstorende effect van boten voor zeevogels is echter wel tijdelijk en de duur van verstoring is soortspecifiek. Duikers en zee-eenden bijvoorbeeld blijven lang weg van hun originele zitplek nadat boten weer vertrokken zijn, meeuwen landen zeer snel weer op hun oorspronkelijke plek.

Onderzoek naar verstoring tijdens de bouw van OWEZ heeft geen aanwijzingen opgeleverd voor significante verstoring (door geluid) van lokale zeevogels (Leopold & Camphuysen 2007). Dat kwam vooral omdat het heien voor OWEZ (de meest ingrijpende bouwactiviteit), plaatsvond in het zomerseizoen toen er geen gevoelige soorten als duikers of alkachtigen in het gebied aanwezig waren. De wel aanwezige vogels (meeuwen, sterns) vertoonden geen enkele reactie op het heien. Wel is het zo dat andere bouwactiviteiten gedurende een langer seizoen werden uitgevoerd. Het kan niet worden uitgesloten dat de bijbehorende scheepsbewegingen verstorend hebben gewerkt, bijvoorbeeld op alkachtigen in het voorjaar of in de herfst.

Onderzoek naar habitatverlies tijdens de bouw van Robin Rigg in het Verenigd Koninkrijk gaf aanwijzingen van verminderde dichtheden van zwarte zee-eend, duikers, zeekoeten, noordse pijlstormvogels, zilvermeeuwen en alken, terwijl aalscholvers en grote mantelmeeuwen toenamen (Walls *et al.* 2013).

3.3.2 Operationele fase

De verstorende effecten van offshore windparken kunnen variëren van een licht verstorende werking waardoor er minder vogels dan voorheen in het gebied zullen voorkomen, tot een totale verstoring (geen enkel individu komt het gebied meer binnen, afhankelijk van de soort). Verstoring kan verschillende oorzaken hebben zoals:

1. geluid;
2. aanwezigheid van turbines;
3. aanwezigheid van boten, mensen en materieel.

Geluid

Tijdens de operationele fase veroorzaakt de turbine geluid onderwater. Uit onderzoek naar onderwatergeluid in Nederlandse windparken bleek dat de geluidsniveau's onder water laag zijn tijdens de operationele fase in het vergelijking met het al aanwezige achtergrondgeluid (Haan *et al.* 2007, Jansen & de Jong 2014). De specifieke gevoeligheid van de verschillende soorten zeevogels voor onderwatergeluid zijn niet bekend. Indien onderwatergeluid de oorzaak zou zijn van verstoring van vogels, dan zullen tijdens de bouw vogels tot op een grotere afstand verstoord worden dan tijdens de operationele fase. Dit effect werd echter in OWEZ niet gevonden (Leopold & Camphysen 2007).

Voornamelijk duikende vogels zullen onderwatergeluid veroorzaakt door offshore wind turbines kunnen horen. Wellicht worden ook rustende zeevogels op het water beïnvloed door geluid van de turbines. Over eventuele effecten van dat geluid op

foeragerende of rustende zeevogels is geen informatie beschikbaar. Wel is inmiddels vastgesteld dat een operationeel windpark bepaalde vogelsoorten afschrikt en andere juist aantrekt. De vogels die het sterkste vermijdingsgedrag vertonen zijn meestal soorten die zich relatief veel zwemmend over zee bewegen (in tegenstelling tot vliegend, zoals in het geval van meeuwen) en die onderwater duikend naar voedsel zoeken. Of deze verstoring het gevolg is van onderwatergeluid of juist veroorzaakt wordt door andere factoren is onbekend.

Aanwezigheid turbines

De meeste Noordzee-zeevogels waarvoor gegevens beschikbaar zijn, mijden in meer of mindere mate een windpark op zee. In onderzoek in Deense windparken werden dichtheden van vogels in het windpark vergeleken met de dichtheden op de locatie voor de bouw van het windpark, alsmede in zones van 2 en 4 km rond het windpark. Vrijwel alle zeevogels bleken na aanleg het windpark te mijden: dit gold voor duikers (roodkeel- en parelduiker), zwarte zee-eend, ijseend en alk/zeekoet (de laatste twee soorten konden tijdens de (vliegtuig)surveys niet van elkaar worden onderscheiden). De mate waarin vermijding optreedt is veelal soortspecifiek (Petersen & Fox 2007). Vooral soorten die vooral zwemmend op zee voorkomen en die duikend onder water foerageren (roodkeelduiker, alk, zeekoet) bleken sterk vermijdingsgedrag te vertonen. Echter inmiddels blijkt dat zwarte zee-eenden wel weer gebruik maken van Horns Rev (Danish Energy Agency 2013) alhoewel nog immer in lagere dichtheden dan voor de bouw van het park (Petersen *et al.* 2014b). In eerste instantie meden deze vogels het operationele windpark totaal, terwijl in de zone tot 4 km rond het windpark nog een vermijding met 50-86% werd vastgesteld. Voor de jan-van-gent was het vermijdingspercentage moeilijk vast te stellen omdat er maar weinig van deze vogels werden gezien in het gebied, maar de beste schatting was een vermijdingspercentage van 38% tot op 4 km rond het park. Sterns daarentegen meden het park totaal, maar foerageerden wel in hogere aantallen vlak langs de randen van het park, in het zog van de buitenste turbinepalen (Petersen & Fox 2007).

Er zijn indicaties dat de configuratie van een windpark van invloed kan zijn op de mate van habitatverlies van zeevogels (b.v. Krijgsveld 2014). In OWEZ bleek dat vogels makkelijker tussen turbines doorvliegen waar de openingen groot zijn, of waar turbines stilstaan (Krijgsveld *et al.* 2011). Ook in PAWP kwamen aanwijzingen naar voren dat bijvoorbeeld zeekoeten meer verstoord worden in PAWP, met veel turbines op een klein oppervlak, dan in OWEZ waar meer ruimte tussen de turbines is (Leopold *et al.* 2011 & 2012). Significant waren deze resultaten echter niet (A. Zuur (appendix C) in Rijkswaterstaat 2015).

Uit het radar en visueel onderzoek bij OWEZ (Krijgsveld *et al.* 2011) komt naar voren dat verstoring van vliegpaden en habitatverlies door het windpark veelal plaatsvindt bij duikers, jan-van-gent, alk, zeekoet en zwarte zee-eend. Van de trekkende landvogels gold de sterkste vermijding voor ganzen en zwanen. Uit de scheepstellingen bij OWEZ (Leopold *et al.* 2010 & 2012) blijkt dat er sterke aanwijzingen waren dat zeekoeten werden verstoord binnen het windpark en daardoor in lagere dichtheden daar

voorkwamen. Voor de meeste overige soorten was dit patroon minder duidelijk, maar statistisch significant habitatverlies werd ook vastgesteld voor duikers, fuut, zwarte zee-eend, kleine mantelmeeuw, grote mantelmeeuw en visdief/noordse stern (Leopold *et al.* 2012). Het gebied rond OWEZ bleek tamelijk vogelluw wat betreft de echte zeevogels, waardoor effecten van verstoring op deze groep moeilijk waren vast te stellen. In PAWP kwamen deze soorten in grotere aantallen voor, en hier werd habitatverlies door het windpark vastgesteld voor jan-van-gent, dwergmeeuw, stormmeeuw, drieteenmeeuw, zeekoet en alk (Leopold *et al.* 2012).

In recent onderzoek in twee offshore windparken in het Belgische deel van de Noordzee, nabij het windenergiegebied Borssele, werden enkele statistisch significante effecten gevonden van windturbines op de aantallen vogels. Zo meden jan-van-gent, zeekoet, en alk één van de parken, terwijl zilvermeeuw en kleine mantelmeeuw in hogere dichtheden werden aangetroffen (Vanermen *et al.* 2014). Echter in veel gevallen was de steekproefgrootte (dekking en hoeveelheid surveys) de limiterende factor voor het aantonen van significante relaties. Wel werden enkele aanvullende trends duidelijk. Zo werd aantrekking geconstateerd voor verschillende soorten sterns, dwergmeeuw en drieteenmeeuw (Vanermen *et al.* 2013).

Ook in Duitsland is intensief onderzoek gedaan naar de effecten van het Alpha Ventus offshore windpark (12 turbines) op de verspreiding en gedrag van vogels (BSH & BMU 2014). Ook hier werden na aanleg van het windpark hogere aantallen dwergmeeuwen geconstateerd in het studiegebied (ongeveer 17,5 bij 27 km), alhoewel dit niet gold binnen de grenzen van het park, maar voornamelijk tussen de 3 en 10 km afstand van het park. Vermijding werd hier geconstateerd voor duikers, mogelijk voor jan-van-gent (kleine steekproefgrootte), kleine mantelmeeuw, drieteenmeeuw en zeekoeten (Mendel *et al.* 2014). Kleine mantelmeeuwen bleken echter wel gebruik te maken van het windpark om te foerageren en vermeden in die zin het park niet, de aantallen waren echter lager ten op zichte van de situatie voor de bouw van het park.

In het Verenigd Koninkrijk werden bij het windpark Robin Rigg hogere dichtheden duikers, aalscholvers en grote meeuwen gevonden na aanleg van het windpark. Lagere dichtheden werden vastgesteld voor jan-van-gent, noordse pijlstormvogels, drieteenmeeuwen, alken en zeekoeten (Walls *et al.* 2013).

Aanwezigheid mensen en materieel

Verstoring kan potentieel optreden zo gauw er menselijke activiteit in het gebied plaatsvindt dus vanaf de eerste bouwactiviteiten. Voorlopig wordt aangenomen dat het habitatverlies een permanent karakter heeft, dus aanwezig blijft zolang het windpark operationeel is. Onderzoek in Denemarken heeft echter laten zien dat zee-eenden mogelijk wennen aan een windpark, dat wil zeggen het windpark wel binnengaan enkele jaren na de bouw (Petersen & Fox 2007). Of er ook verder op zee, bij andere soorten zeevogels gewenning zal optreden is nog onduidelijk, evenals om welke stimulus het gaat bij de verstoring door een offshore windpark. Als dit “onrust aan de horizon” zou zijn, lijkt gewenning op termijn in principe mogelijk. Echter, er zijn

vermoedelijk zeer veel en snelle wisselingen tussen individuen op een bepaalde locatie op zee. Zo werd ten tijde van de Tricolor olieramp vastgesteld, dat vrijwel de hele “populatie” aan alken/zeekoeten in Belgische wateren dood of stervend op het strand aanspoelde (Camphuysen & Leopold 2005). Toch was er op zee geen duidelijke daling van de dichtheden te zien (Eric Stienen, pers. comm.). Evenzo wijzen metingen aan koprui bij Zeekoeten in het vroege voorjaar erop, dat er voortdurend wegtrek plaatsvindt van individuen die klaar zijn met de rui (Camphuysen & Leopold, 1994). Dit wijst op een hoge turn-over van individuen op volle zee, waardoor rond een windpark voortdurend nieuwe individuen zouden arriveren, die nog geen gelegenheid hebben gehad om te wennen. Hierdoor zou gewenning dan ook sterk worden tegengewerkt. Indien de stimulus voor verstoring ligt in onderwatergeluid, lijkt de kans op gewenning geringer. Voorlopig moet daarom worden uitgegaan van een scenario, waarbij het habitatverlies even lang zal duren als de levensduur van het windpark, inclusief bouw en sloop. Echter de intensiteit van menselijke activiteit is wel verschillend tussen de onderlinge fases. Tijdens bouw en sloop zal er veel meer scheepvaart en beweging zijn dan bij een operationeel park.

Aantrekking in plaats van habitatverlies

Onderzoek aan offshore windparken heeft aangetoond dat voor verschillende vogelsoorten geldt dat er hogere dichtheden in of nabij gebieden met windparken aanwezig kunnen zijn. Onderzoek naar de offshore windparken in Denemarken (Petersen *et al.* 2006) toont aan dat in Nysted hogere dichtheden aan middelste zaagbekken bij een windpark aanwezig waren. In Horns Rev bleek dat zilvermeeuwen, dwergmeeuwen en noordse sterns/visdieven (niet van elkaar te onderscheiden tijdens vliegtuig surveys) in de omgeving van het windpark aanwezig waren, mogelijk als gevolg van het toegenomen scheepvaartverkeer ter plaatse (voor onderhoud) en als gevolg van het ontstaan van getijde-zogs achter de monopiles, waarin de vogels succesvol konden foerageren (Petersen & Fox 2007). Uit het OWEZ onderzoek (Krijgsveld *et al.* 2011, Leopold *et al.* 2012) bleek dat het windpark een aantrekkende werking heeft op aalscholvers, dwergmeeuw en stormmeeuw. Voor PAWP werd aantrekking gevonden voor aalscholver en kleine mantelmeeuw (Leopold *et al.* 2012).

Aanname voor gevolgen van habitatverlies

Het is momenteel onbekend hoe bovenstaand vermijding/verplaatsingsgedrag kwantitatief doorwerkt op de fitness van individuele exemplaren en de daaruit voortvloeiende populatie-effecten. In het KEC (Rijkswaterstaat 2015) wordt op basis van de bevindingen van Bradbury *et al.* (2014) de aanname gedaan dat er 10% sterfte optreedt als gevolg van vermijding. Dat wil zeggen dat 10% van het aantal individuen dat vermijding vertoont zal sterven. Hierbij wordt ervan uitgegaan dat soorten vermijdingsgevoelige soorten het gehele windparkgebied volledig zullen vermijden (100%). Ook de JNCC (advies orgaan voor de UK vergunningverleners) hanteert als

worst case een sterfte van 10% van de individuen die het windpark zullen vermijden[1]. Hierbij adviseert de JNCC uit te gaan van een bepaald vermijdingspercentage, waar in het MER/PB Borssele ervan uit wordt gegaan dat 100% van de dieren vermijding zal vertonen. De hoogte van de sterfte factor is één op één gerelateerd aan de aantallen slachtoffers. Een sterftefactor van 20% geeft dus dubbel zoveel slachtoffers als 10%.

Uit de internationale reviews van het KEC die de overheid heeft laten uitvoeren, blijkt dat deze aanname sterk wordt bediscussieerd/bevraagd, door gebrek aan bewijs omtrent dit onderwerp. Eén van de reviewers geeft aan dat deze aanname tot onrealistische worst-case aannames leidt, de ander geeft aan dat de effect-relatie mogelijk is (sterfte danwel populatie effecten als gevolg van vermijding), maar kwantitatieve onderbouwing hiervan moeilijk bij gebrek aan wetenschappelijk bewijs. In ieder geval zouden reviewers zien dat dit onderdeel in de ideale wereld soort-specifiek zou worden opgepakt, met inachtname van ecologisch relevante aspecten zoals windturbine gevoeligheid, voedselbeschikbaarheid en concurrentie.

3.3.3 Verwijderingsfase

Er zijn nog geen studies mogelijk geweest naar effecten van de sloop van een offshore windpark op vogels. In hoofdlijnen komen de duur en de intensiteit van de benodigde werkzaamheden overeen met de aanlegfase (zie aldaar). Het gaat om de verwijdering van funderingen, kabels en hieraan gerelateerde scheepvaart-bewegingen. Hierdoor zullen de effecten gedurende de verwijderingsfase min of meer van een vergelijkbare orde zijn zoals beschreven onder ‘aanlegfase’. Wel is het zo dat er bij de verwijdering niet geheid zal worden waardoor de piek-geluidsbelasting veel minder zal zijn.

3.4 Vogels – Indirecte effecten

De bouw en ingebruikname van een offshore windmolenpark veroorzaakt diverse veranderingen van het lokale habitat. Dit heeft gevolgen voor de daar levende vogels. Empirische gegevens zijn (nog) niet beschikbaar, echter op basis van resultaten uit diverse onderzoekslijnen aan verschillende diergroepen zijn enkele effecten te verwachten.

3.4.1 Constructiefase

Tijdens de constructiefase zijn mogelijke indirecte effecten op vogels te verwachten via de effecten van heien op lokale vispopulaties waarvan vogels mogelijk afhankelijk

[1] ”Given the very great uncertainty concerning realistic levels of mortality of displaced birds, JNCC have previously advised, for certain specific project applications, that a 10% adult mortality rate could be used for some key species (e.g. guillemot, razorbill, kittiwake, gannet and Manx shearwater), while some developers argue that those values are overly precautionary.”

zijn voor hun voedselvoorziening. Dit type effecten komt vaak pas op langere termijn tot uiting als de constructiefase al is afgelopen (zie §3.4.2).

3.4.2 Operationele fase

Momenteel is het gebruikelijk dat visserij wordt geweerd uit offshore windmolenparken. Hierdoor neemt potentieel de visbeschikbaarheid in het gebied toe, temeer omdat de introductie van hard substraat en structuren mogelijk een positief effect heeft op het voorkomen en de diversiteit van benthos en vis in het gebied (Lindeboom *et al.* 2011, Bouma & Lengkeek 2009, 2011). Dit zou kunnen leiden tot aantrekking van vogels, als bijvoorbeeld vissen zich gaan ophouden rond de funderingspalen (conform de bevindingen van Winter *et al.* (2010) en Van Hal *et al.* 2012)), waardoor plaatselijk goede foerageermogelijkheden voor viseters ontstaan. Dit kan een toename van het aantal vliegbewegingen in het park veroorzaken waardoor aantallen aanvaringen mogelijk toe kunnen nemen.

Indien de visserij uit het windpark geweerd wordt, zoals gebruikelijk is in Nederlandse offshore windparken, zal ter plaatse geen bijvangst overboord gezet worden waardoor minder aaseters in het gebied zullen voorkomen. Echter in de onmiddellijke of ruimere omgeving zal per saldo juist meer gevist worden omdat de visserij intensiteit in het gebied niet zal afnemen. Het lokaal sluiten van de visserij is in feite slechts een verplaatsing van de visserij naar elders.

Andere mogelijke indirecte effecten van offshore windturbines op vogels kunnen veroorzaakt worden door veranderingen in stromingen en uitgestoten trillingen door turbines onderwater die de verspreiding van vis kunnen beïnvloeden. Echter dit is speculatief en kwantitatief onderzoek hiernaar ontbreekt.

3.4.3 Verwijderingsfase

Tijdens de verwijderingsfase zelf zijn geen aparte indirecte effecten op vogels te verwachten. Doordat waarschijnlijk de harde substraten onderwater blijven bestaan zullen dezelfde effecten te verwachten zijn als tijdens de operationele fase. Echter mocht een visserijverbod worden opgeheven zou dit weer teniet kunnen worden gedaan. Echter wereldwijd is nog nooit een offshore turbine verwijderd, en is dus ook geen praktijk ervaring met de uitvoer en effecten van deze ingreep.

3.5 Vleermuizen

Effecten van onshore windturbines op vleermuizen zijn goed gedocumenteerd (b.v. Kunz *et al.* 2007) en in Bijlage III wordt een overzicht gegeven van de bekende literatuur. Boven zee, verder dan 10 km uit de kust, komen uitsluitend trekkende vleermuizen voor en ook in het windenergiegebied Borssele zijn trekkende vleermuizen te verwachten (zie §2.4). Kennis over het voorkomen en gedrag van vleermuizen op zee en de daarvan afgeleide kennis over effecten van offshore

windparken is zeer beperkt, maar zal deels vergelijkbaar zijn met effecten op land. Bijvoorbeeld een deel van de trekbewegingen zal mogelijk op rotorhoogte van windturbines plaatsvinden, waardoor vleermuizen kans hebben om in aanraking te komen met de rotorbladen, wat over het algemeen de dood tot gevolg heeft. Kwantitatieve gegevens over aanvaringen op zee zijn echter niet voorhanden. Bij vleermuizen speelt habitatverlies of barrièrewerking geen rol (Cryan *et al.* 2014) en deze aspecten worden dan ook niet in detail behandeld. Omdat offshore locaties geen deel vormen van het leefgebied van vleermuizen, komt het aspect van habitatverlies ook niet naar voren.

3.5.1 Constructiefase

Habitatverlies door de constructie van windparken is niet bekend bij vleermuizen. Vleermuisactiviteit lijkt niet lager te liggen in windparken dan daarbuiten (Jain *et al.* 2011), wat suggereert dat de aanwezigheid van windturbines niet tot verstoring of habitatverlies leidt. Er wordt juist verondersteld dat vleermuizen aangetrokken worden door windturbines in plaats van verstoord (Cryan & Barclay 2009). In theorie zou verlichting op constructieschepen insecten aan kunnen trekken en vervolgens ook vleermuizen, maar deze mogelijkheid is nog niet onderzocht. Dit zal echter niet tot sterfte leiden, omdat aanvaringen van vleermuizen slechts met bewegende objecten (zoals rotorbladen) optreden en niet met stationaire objecten, zoals constructieschepen of torens. In tegendeel, foerageren op een verhoogde concentratie van insecten tijdens de trek kan de conditie en dus de overlevingskansen van vleermuizen verhogen. Dit indirecte effect van windparkontwikkelingen kan daarom als mogelijk positief effect beschouwd worden.

3.5.2 Operationele fase

Het voornaamste negatieve effect van windparken op vleermuizen is een verhoogde mortaliteit tijdens de operationele fase. Dit wordt veroorzaakt door aanvaringen met windturbines of door plotselinge luchtdrukveranderingen vlakbij turbines (Bearwald *et al.* 2008; Rydell *et al.* 2010a). Habitatverlies en barrièrewerking lijken geen rol te spelen (Cryan *et al.* 2014).

Omdat zelfs trekkende vleermuizen op gondelhoogte op insecten lijken te foerageren die tijdens de trekperiode rond windturbines in verhoogde concentraties voorkomen, kan het aanvaringsrisico van vleermuizen in bepaalde situaties hoog zijn. De meeste slachtoffers vallen dan ook in de trekperiode in de late zomer – vroege herfst.

Een recent overzicht van beschikbare litereatuur geeft een divers beeld van de effecten van licht op vleermuizen (Stone *et al.* 2015). Zowel aantrekking als verstoring wordt gemeld. Er is geen eenduidige richting te voorspellen van wat de effecten van de voorgenomen turbine verlichting (knipperend rood toplicht) zal zijn op vleermuizen. Echter het is onwaarschijnlijk dat dit licht een grote aantrekkend effect zal hebben op insecten, en daarmee op vleermuizen.

De vleermuissoorten die behoren tot de geslachten *Pipistrellus*, *Nyctalus* en *Vespertilio* worden het vaakst gevonden als slachtoffers bij windparken. Deze vleermuizen jagen op vliegende insecten. Hun vleugelmorfologie en echolocatie karakteristieken maken hen specialisten voor open gebieden. Vleermuizen die in meer gesloten habitats of laag boven de grond of water foerageren (*Myotis* en *Plecotus* soorten) hebben een laag risico voor aanvaringen (Rydell *et al.* 2010a). Mortaliteit lijkt verder niet beïnvloed worden door leeftijd of geslacht. Een uitzondering hierop is de rosse vleermuis, waar juveniele dieren oververtegenwoordigd zijn onder de slachtoffers (Seiche *et al.* 2008, Lehnert *et al.* 2014). Vleermuisactiviteit op rotorhoogte is het hoogst tijdens rustige (windsnelheid <5 m/s), warme en droge nachten in augustus en september.

De twee vleermuissoorten die verwacht kunnen worden in het windenergiegebied Borssele (ruige dwergvleermuizen en rosse vleermuizen), worden regelmatig als slachtoffers bij onshore windparken gevonden (Dürr 2013). Beide soorten worden daarom beschouwd als risicosoorten met betrekking tot windparkontwikkelingen. De intensiteit van vleermuisactiviteit is nog zelden gemeten op offshore locaties. Het beperkt aantal metingen met batdetectors laat een grote variatie in activiteitsniveaus zien. Ahlen *et al.* (2009) meldden bijvoorbeeld een hoge vleermuisactiviteit op zee, maar hun onderzoekslocaties bevonden zich in nauwe zeegaten tussen twee landlichamen, en zijn dus niet representatief voor offshore windparken op meer dan 10 km uit de kust. Deze hoge mate van variatie maakt directe vergelijking met windparken op land (met gedocumenteerde sterftecijfers) moeilijk en kwantitatieve gegevens over aanvaringen op zee zijn nog niet voorhanden. Het is echter duidelijk dat de gemiddelde vleermuisactiviteit bij offshore windparken enkele meters boven het wateroppervlak laag is in vergelijking met de activiteit bij onshore windparken net boven de grond.

3.5.3 Verwijderingsfase

Vergelijkbaar met de aanlegfase treedt naar verwachting ook tijdens de verwijderingsfase geen sterfte op. Zonder windturbines is er geen risico op aanvaringen en de verlichte schepen in het gebied leiden niet tot verstoring of habitatverlies. Foerageren op een verhoogde concentratie van insecten kan mogelijk ook hier als een indirect positief effect beschouwd worden.

4 Effectbepaling en beoordeling

In dit hoofdstuk worden de effecten op vogels en vleermuizen van een windturbinepark in het windenergiegebied Borssele bepaald op basis van de meest recente, beschikbare kennis uit onderzoek naar effecten van Nederlandse en buitenlandse offshore windparken (H3) en de meest recente informatie omtrent de verspreiding en dichtheden van vogels en vleermuizen in en nabij het windenergiegebied Borssele (H2). Vervolgens worden deze effecten beoordeeld in het kader van de Nederlandse en internationale natuurwetgeving (§1.3). De beoordeling voor vogels vindt plaats op basis van drie door te rekenen scenario's (zie §1.2). Elke paragraaf begint met een samenvattende tabel van de effectbeoordeling. Daarna volgt de toelichting in de tekst. Vanwege de beperkte hoeveelheid beschikbare data, is bij vleermuizen voor een andere benadering gekozen en wordt de effectbeoordeling in een apart hoofdstuk behandeld.

4.1 Effecten op vogels tijdens aanleg en verwijdering

Tabel 4.1 Samenvattende beoordeling van effecten tijdens de aanleg en verwijdering van de twee windparkalternatieven in Kavel III en IV van windenergiegebied Borssele.

Effecten windpark	Alternatief 1 95 * 4 MW ø 116 m	Alternatief 2 38 * 10 MW ø 221 m
Aanlegfase		
- aanleg funderingen	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-
Verwijderingsfase		
- aanleg funderingen	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-

Afhankelijk van het gekozen alternatief zal habitatverlies voor vogels optreden door de toepassing van een monopile, jacket or tripod fundering, omdat deze fundering in de bodem wordt geheid. Alhoewel voor de alternatieven met 95 turbines ruim twee keer zoveel geheid moet worden dan voor de alternatieven met 38 turbines, is de impact, gezien de omvang en tijdelijkheid van de effecten, niet wezenlijk verschillend tussen de alternatieven. Alleen de duur van verstoring is anders. Aan mitigatie kan worden gedaan door de activiteiten die met de hoogste geluidsniveaus gepaard gaan niet in de winter en het vroege voorjaar te laten plaatsvinden wanneer de meeste, mogelijk voor geluid gevoelige vogels rond het plangebied verblijven (Leopold & Camphuysen 2007). Overigens zijn effecten van het hei-geluid nooit aangetoond voor deze soorten, maar is het waarschijnlijker dat verstoring door de bijbehorende boten e.d. optreedt.

De omvang van de verstoring door de aanleg van funderingen varieert in de tijd met name door de variatie in het voorkomen van kwetsbare soorten. Bij een goede temporele planning zullen de effecten van aanleg van het windpark vanwege de tijdelijkheid van de werkzaamheden en het beperkte aantal vogels als marginaal

negatief beoordeeld worden (effectbeoordeling: 0/-). De alternatieven met de meeste turbines zorgen voor een grotere negatieve verandering ten opzichte van de referentiesituatie dan het alternatief met het kleinste aantal turbines. Beide alternatieven zijn echter niet onderscheidend beoordeeld, omdat de omvang van de negatieve effecten niet dermate groot zijn dat dit gevolgen heeft voor de kans op het overtreden van verbodsbepalingen of mogelijk effecten op doelen van beschermde gebieden.

Bij de aanleg van een windpark in windenergiegebied Borssele zullen schepen van en naar het het windpark varen. De frequentie van de vaarbewegingen is momenteel nog onduidelijk en afhankelijk van het uiteindelijk gekozen alternatief, maar in eerdere MER's voor offshore windparken werd een maximum van 10 schepen per dag aangehouden. De scheepvaartbewegingen voor aanvoer van materieel zullen leiden tot een toename van geluid/trillingen in het gebied. De duur van de werkzaamheden is momenteel nog onbekend en daarnaast ook weersafhankelijk, maar op basis van ervaringen uit het verleden bedraagt deze bij alle alternatieven waarschijnlijk 1 bouwseizoen van ca. 4 maanden (juli t/m oktober). Windenergiegebied Borssele ligt in een zeer druk bevaren deel van de Noordzee en de verwachte toename van scheepsbewegingen valt in het niet bij de hoeveelheid achtergrondgeluid en trillingen als gevolg van scheepvaart. De effecten worden dan ook als marginaal negatief ingeschaald (effectbeoordeling: 0/-).

De verwijdering van de funderingen zal waarschijnlijk bestaan uit het afsnijden (6 m onder de zeebodem) en afvoeren van de funderingen. Een mogelijk alternatief is om de funderingen in zijn geheel te verwijderen door een combinatie van trillen en trekken. Dit zal gepaard gaan met geluid/trillingen boven en onder water. De geluidbelasting is echter aanmerkelijk lager dan bij de aanleg. Daarnaast zal er sprake zijn van geluid/trillingen door scheepvaartbewegingen. De erosiebescherming wordt in principe niet verwijderd. Bij een goede temporele planning zullen de effecten van verwijdering van het windpark vanwege de tijdelijkheid van de werkzaamheden en het beperkte aantal vogels als marginaal negatief beoordeeld worden (effectbeoordeling: 0/-).

Er is wereldwijd nog geen enkel offshore windpark afgebroken. Verwacht wordt dat de activiteit ter plaatse, het geluid en de scheepsbewegingen verbonden aan sloopactiviteiten, zeevogels zal verstoren. De effecten van verwijdering van het windpark worden beperkt negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-) vanwege het tijdelijke karakter van de verstoring. De duur van de werkzaamheden bedraagt bij alle alternatieven circa 4 maanden. Relatief hoge dichtheden van gevoelige soorten zeevogels voor geluid en verstoring door schepen worden alleen verwacht in de winter en het vroege voorjaar, daarna zullen de meeste van deze vogels naar de broedgebieden zijn vertrokken en voor oktober komen de meeste vogels ook niet terug. De omvang van de verstoring varieert dus sterk in de tijd en is eigenlijk alleen van belang voor een beperkt aantal vogels in april/mei. Windenergiegebied Borssele ligt in een zeer druk bevaren deel van de Noordzee en de verwachte toename van

scheepsbewegingen valt in het niet bij de hoeveelheid achtergrondgeluid en trillingen als gevolg van scheepvaart. De effecten worden dan ook als marginaal negatief ingeschaald (effectbeoordeling: 0/-).

4.2 Effecten tijdens gebruiksfase – Vogelslachtoffers door aanvaringen

In dit rapport is het Extended Band Model (Band 2012) gebruikt om aantallen aanvaringsslachtoffers te berekenen. In Bijlage IV wordt de theorie achter dit model nader toegelicht en worden de verschillende rekenstappen verder behandeld. Let wel dat deze aantallen slachtoffers moeten worden geinterpreteerd als maxima van orde-grootte slachtoffers en geenzins als exacte aantallen. Zowel in de onderliggende verspreidingsdata, als in de verschillende modelstappen, als in de turbine karakteristieken worden dermate veel (worst-case) aannames gedaan dat de nauwkeurigheid van de schattingen op het niveau van tientallen ligt.

De aantallen aanvaringsslachtoffers onder zeevogels zijn berekend op basis van de vogeldichtheden zoals bepaald tijdens de scheepstellingen (Vanermen *et al.* 2013). Deze tellingen zijn jaarrond uitgevoerd over een zeer lange periode en in de nabijheid van windenergiegebied Borssele. Hiermee geven ze het meest realistische beeld van de huidige situatie in windenergiegebied Borssele.

Over het algemeen zijn de dichtheden uit de scheepstellingen hoger dan die uit de vliegtuigtellingen van Poot *et al.* (2011), uitgezonderd de dichtheden voor dwergmeeuw, grote stern en alk die juist tijdens de vliegtuigtellingen hoger bleken. Dit kan te maken hebben met de timing van deze surveys die beperkt waren tot 1 jaar en niet in alle maanden. Hierdoor kan een vertekend beeld ontstaan en daarom is gekozen om uitsluitend de scheepstellingen te gebruiken voor de slachtofferberekeningen. De dichtheden bepaald op basis van de gecombineerde ESAS/MWTL database (Rijkswaterstaat 2015) zijn over het algemeen juist hoger dan de scheepstellingen van Vanermen *et al.* (2013). De oorzaken voor dit zijn onduidelijk. In dit MER is gekozen om de gegevens van Vanermen *et al.* (2013) te gebruiken, omdat deze zeer nabij het windenergiegebied Borssele verzameld zijn, terwijl de ESAS/MWTL data maar kleine delen van het windenergiegebied Borssele beslaan en vooral bestaan uit geïnterpoleerde gegevens. Bovendien zijn de Belgische gegevens recenter verzameld en met een veel grotere telinspanning. Tevens is tijdens deze tellingen een breder soortenspectrum waargenomen. Op basis van tabel 4 en 6 uit Vanermen & Stienen 2009 zijn gradiënten in vogeldichtheden in windenergiegebied Borssele ondervangen door een correctie toe te passen op basis van de verhouding tussen de dichtheden gemeten in het windpark op de Thorntonbank (dichterbij de kust) en het windpark op de Blighbank (verder van de kust). Kavel III ligt dichter bij de kust, op vergelijkbare afstand als Kavel I en II. Daarom is besloten om voor Kavel III dezelfde dichtheden te gebruiken als voor Kavel I en II, maar voor Kavel IV zijn de dichtheden gecorrigeerd voor de grotere afstand van de kust.

Jaarlijkse aantallen aanvaringsslachtoffers voor de twee alternatieven voor Kavel III en IV in windenergiegebied Borssele zijn uitsluitend berekend voor soorten waarvan de gemiddelde jaarlijkse dichtheid boven de 0,005 vogels per vierkante kilometer bedroeg (tabel 4.2a en 4.2b). Voor ganzen/zwanen, eenden, roofvogels, uilen en zangvogels is een andere data bron aangehouden (OWEZ fluxen, Krijgsveld *et al.* 2011) en daar zijn direct fluxen bepaald in plaats van dichtheden. De standaard avoidance-rate (gecombineerde waarde voor micro- en macro-avoidance) is gebaseerd op de soortspecifieke avoidance rates gerapporteerd door Maclean *et al.* (2009). Dit is conform de methodiek gekozen door Rijkswaterstaat (2015) en Leopold *et al.* (2015).

Tabel 4.2a Maximaal aantal aanvaringsslachtoffers dat jaarlijks verwacht wordt voor twee alternatieven van een windpark in Kavel III in windenergiegebied Borssele bepaald met het Extended Band Model (Band 2012) en op basis van vogeldichtheden uit scheepstellingen (Vanermen et al. 2013, tabel 2.5) en radaronderzoek (Krijgsveld et al. 2011, Fijn et al. 2015) met soortspecifieke avoidance-rates (Maclean et al. 2009).

Soort	**Alternatief 1**	**Alternatief 2**
	95 * 4 MW ø 116 m	**38 * 10 MW ø 221 m**
roodkeelduiker	0	0
noordse stormvogel	0	0
jan-van-gent	19	4
zwarte zee-eend	0	0
grote jager	0	0
kleine jager	0	0
kokmeeuw	0	0
stormmeeuw	19	4
kleine mantelmeeuw	127	30
zilvermeeuw	15	4
grote mantelmeeuw	38	9
dwergmeeuw	3	1
drieteenmeeuw	28	5
visdief	0	0
grote stern	1	0
alk	0	0
zeekoet	0	0
alk / zeekoet	0	0
ganzen en zwanen	41	22
eenden	6	3
reigers	8	4
roofvogels en uilen	2	1
steltlopers	5	3
zangvogels	1046	808
Totaal	**1358**	**898**

Tabel 4.2b Maximaal aantal aanvaringsslachtoffers dat jaarlijks verwacht wordt voor twee alternatieven van een windpark in Kavel IV in windenergiegebied Borssele bepaald met het Extended Band Model (Band 2012) en op basis van vogeldichtheden uit scheepstellingen (Vanermen et al. 2013, tabel 2.5) en radaronderzoek (Krijgsveld et al. 2011, Fijn et al. 2015) met soortspecifieke avoidance-rates (Maclean et al. 2009).

Soort	Alternatief 1 95 * 4 MW ø 116 m	Alternatief 2 38 * 10 MW ø 221 m
roodkeelduiker	0	0
noordse stormvogel	0	0
jan-van-gent	20	4
zwarte zee-eend	0	0
grote jager	0	0
kleine jager	0	0
kokmeeuw	0	0
stormmeeuw	3	1
kleine mantelmeeuw	22	5
zilvermeeuw	4	1
grote mantelmeeuw	5	1
dwergmeeuw	2	0
drieteenmeeuw	10	2
visdief	0	0
grote stern	0	0
alk	0	0
zeekoet	0	0
alk / zeekoet	0	0
ganzen en zwanen	41	22
eenden	6	3
reigers	8	4
roofvogels en uilen	2	1
steltlopers	5	3
zangvogels	1046	808
Totaal	**1174**	**855**

In tabel 4. 3a en b - 4.4a en b zijn de jaarlijkse aantallen verwachte aanvaringsslachtoffers uitgesplitst per maand voor de verschillende alternatieven in Kavel III en IV. Deze gegevens worden verder gebruikt in §4.3 – 4.5. Bij de aanvaringsberekeningen is uitgegaan van driebladige turbines, terwijl het voor ontwikkelaars ook mogelijk moet zijn om te kiezen voor twee-bladige turbines. In Bijlage V wordt een voorbeeld gegeven van de verschillen in aanvaringsslachtoffers tussen een twee- of driebladige turbines. Een vermindering in het aantal turbineladen zorgen voor een evenredige vermindering van de aantallen slachtoffers.

*Tabel 4.3a Maximaal aantal aanvaringsslachtoffers dat maandelijks verwacht wordt voor Alternatief 1 (95 * 4MW ø 116 m) van Kavel III, bepaald met het Extended Band Model (Band 2012) en op basis van vogeldichtheden uit scheepstellingen (Vanermen et al. 2013, tabel 2.5) met soortspecifieke avoidance-rates (Maclean et al. 2009). Als visuele hulp zijn maanden met slachtoffers van een soort dik gedrukt.*

soort	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	Som
roodkeelduiker	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
noordse stormvogel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
jan-van-gent	**1**	**1**	**2**	0	0	**1**	**1**	0	**7**	**4**	**2**	0	19
zwarte zee-eend	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
grote jager	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
kleine jager	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
kokmeeuw	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
stormmeeuw	**1**	**1**	**2**	0	0	0	0	0	0	0	0	**14**	19
kleine mantelmeeuw	0	**4**	**23**	**40**	**26**	**21**	**4**	**4**	**3**	**1**	0	0	127
zilvermeeuw	**1**	**6**	**1**	**1**	**1**	0	0	0	0	0	0	**5**	15
grote mantelmeeuw	**5**	**3**	**1**	0	0	0	0	0	**2**	**2**	**2**	**23**	38
dwergmeeuw	0	0	**1**	**1**	0	0	0	0	0	0	0	0	3
drieteenmeeuw	**2**	**3**	**2**	0	0	0	0	0	0	**1**	**2**	**17**	28
visdief	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
grote stern	0	0	0	0	0	0	**1**	0	0	0	0	0	1
alk	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
zeekoet	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

*Tabel 4.3b Maximaal aantal aanvaringsslachtoffers dat maandelijks verwacht wordt voor Alternatief 2 (38 * 10MW ø 221 m) van Kavel III, bepaald met het Extended Band Model (Band 2012) en op basis van vogeldichtheden uit scheepstellingen (Vanermen et al. 2013, tabel 2.5) met soortspecifieke avoidance-rates (Maclean et al. 2009). Als visuele hulp zijn maanden met slachtoffers van een soort dik gedrukt.*

soort	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	Som
roodkeelduiker	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
noordse stormvogel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
jan-van-gent	0	0	0	0	0	0	0	0	**1**	**1**	0	0	4
zwarte zee-eend	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
grote jager	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
kleine jager	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
kokmeeuw	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
stormmeeuw	0	0	**1**	0	0	0	0	0	0	0	0	**3**	4
kleine mantelmeeuw	0	**1**	**5**	**9**	**6**	**5**	**1**	**1**	**1**	0	0	0	30
zilvermeeuw	0	**1**	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**1**	4
grote mantelmeeuw	**1**	**1**	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**6**	9
dwergmeeuw	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
drieteenmeeuw	0	**1**	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**3**	5
visdief	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
grote stern	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
alk	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
zeekoet	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

*Tabel 4.4a Maximaal aantal aanvaringsslachtoffers dat maandelijks verwacht wordt voor Alternatief 1 (95 * 4MW ø 116 m) van Kavel IV, bepaald met het Extended Band Model (Band 2012) en op basis van vogeldichtheden uit scheepstellingen (Vanermen et al. 2013, tabel 2.5) met soortspecifieke avoidance-rates (Maclean et al. 2009). Als visuele hulp zijn maanden met slachtoffers van een soort dik gedrukt.*

soort	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	Som
roodkeelduiker	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
noordse stormvogel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
jan-van-gent	**2**	**3**	0	0	0	**1**	**1**	0	**6**	**3**	**2**	0	20
zwarte zee-eend	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
grote jager	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
kleine jager	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
kokmeeuw	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
stormmeeuw	0	0	**1**	0	0	0	0	0	0	0	0	**2**	3
kleine mantelmeeuw	0	**8**	0	**1**	0	**6**	**1**	**1**	**2**	0	0	**1**	22
zilvermeeuw	0	**2**	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**2**	4
grote mantelmeeuw	**1**	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**3**	5
dwergmeeuw	0	0	**1**	**1**	0	0	0	0	0	0	0	0	2
drieteenmeeuw	**1**	**1**	0	0	0	0	0	0	0	**1**	**1**	**7**	10
visdief	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
grote stern	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
alk	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
zeekoet	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

*Tabel 4.4b Maximaal aantal aanvaringsslachtoffers dat maandelijks verwacht wordt voor Alternatief 2 (38 * 10MW ø 221 m) van Kavel IV, bepaald met het Extended Band Model (Band 2012) en op basis van vogeldichtheden uit scheepstellingen (Vanermen et al. 2013, tabel 2.5) met soortspecifieke avoidance-rates (Maclean et al. 2009). Als visuele hulp zijn maanden met slachtoffers van een soort dik gedrukt.*

soort	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	Som
roodkeelduiker	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
noordse stormvogel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
jan-van-gent	0	**1**	0	0	0	0	0	0	**1**	**1**	0	0	4
zwarte zee-eend	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
grote jager	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
kleine jager	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
kokmeeuw	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
stormmeeuw	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
kleine mantelmeeuw	0	**2**	0	0	0	**1**	0	0	1	0	0	0	5
zilvermeeuw	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
grote mantelmeeuw	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**1**	1
dwergmeeuw	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
drieteenmeeuw	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**1**	2
visdief	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
grote stern	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
alk	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
zeekoet	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

4.3 Effecten tijdens gebruiksfase – Lokaal verblijvende niet-broedvogels

Tabel 4.5 Samenvattende beoordeling van effecten tijdens de gebruiksfase van de twee windparkalternatieven in Kavel III en IV van windenergiegebied Borssele op lokaal verblijvende vogels.

Effecten windpark	Alternatief 1 95 * 4 MW ø 116 m	Alternatief 2 38 * 10 MW ø 221 m
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	-	-
- indirecte effecten	0/-	0/-

4.3.1 Aanvaringen

Op basis van de dichtheden van zeevogels die werden vastgesteld tijdens de scheepstellingen door het INBO (Vanermen *et al.* (2013), tabel 2.5) zijn met behulp van het Extended Band Model (Band 2012) het verwachte aantal aanvaringsslachtoffers bepaald voor de vastgestelde zeevogels (tabel 4.2a en b).

De resultaten van het rekenmodel laten zien dat van een windpark in Kavel III van windenergiegebied Borssele enkele tientallen tot honderden zeevogels per jaar slachtoffer zullen worden van de twee alternatieven. Het hoogste aantal slachtoffers zal bij kleine mantelmeeuwen vallen (127 vogels bij Alternatief 1) als gevolg van aanvaringen. Bij grote mantelmeeuwen, drieteenmeeuwen, stormmeeuwen, zilvermeeuwen en jan-van-genten zullen enkele tientallen slachtoffers vallen bij Alternatief 1 en enkele bij Alternatief 2. Ook dwergmeeuw en grote stern (alleen bij Alternatief 1) zullen jaarlijks slachtoffer worden.

In Kavel IV van windenergiegebied Borssele zullen enkele tot enkele tientallen zeevogels per jaar slachtoffer worden van de twee alternatieven. Het hoogste aantal slachtoffers zal bij kleine mantelmeeuwen, drieteenmeeuwen en jan-van-genten vallen als gevolg van aanvaringen. Bij grote mantelmeeuwen, stormmeeuwen, en zilvermeeuwen zullen bij beide alternatieven enkele slachtoffers vallen, terwijl bij dwergmeeuwen slechts bij Alternatief 1.

In beide kavels wordt Alternatief 1 met de meeste turbines als negatief beoordeeld (-). Alternatief 2 met de minste turbines wordt volgens ons kader ook als negatief beoordeeld (-), echter de effecten zijn wel substantieel kleiner dan de 4MW alternatieven. In samenspraak met Rijkswaterstaat Zee en Delta (Bijlage in het KEC; Rijkswaterstaat 2015) over significantie met betrekking tot de Natuurbeschermingswet 1998, in combinatie met de grote afstand die er is tussen windenergiegebied Borssele en de meest nabij gelegen Natura 2000-gebieden, zijn wij van mening dat significant negatieve effecten in het kader van de Natuurbeschermingswet 1998 als gevolg van aanvaringen op lokale zeevogels zijn uit te sluiten. In de Passende Beoordeling wordt hier verder op in gegaan.

Wel kan het doden van vogels als gevolg van de exploitatie van een windpark (aanvaringen) door het bevoegd gezag worden beschouwd als een overtreding van verbodsbepalingen genoemd in artikel 9 van de Flora- en faunawet. In de bijlage 'Flora en faunawet' van het MER is beschreven voor welke soorten verbodsbepalingen in het kader van de Flora- en faunawet worden overtreden. Hier is vervolgens ook onderbouwd of de gunstige staat van instandhouding van de betreffende soorten door de voorspelde additionele sterfte in het geding kan komen.

4.3.2 Barrièrewerking

Lokale zeevogels zullen geen barrièrewerking ondervinden, omdat er voor deze soorten in het windenergiegebied Borssele geen sprake is van gerichte bewegingen op zee waarvoor een windpark aldaar een belemmering op de vliegroute kan vormen. Er wordt dan ook ingeschat dat barrièrewerking voor lokaal verblijvende soorten niet optreedt. De effecten worden als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0) en significante negatieve effecten als gevolg van barrièrewerking op lokale zeevogels zijn in het kader van de Natuurbeschermingswet 1998 dan ook uit te sluiten.

4.3.3 Habitatverlies

Van sommige vogelsoorten die in dit rapport onder lokale zeevogels worden geschaard is bekend dat ze door offshore windparken worden verstoord. Soorten zoals duikers en zwarte zee-eenden komen niet of nauwelijks voor in en rond windenergiegebied Borssele. Andere soorten, zoals jan-van-genten komen gedurende het hele jaar voor, terwijl alken en zeekoeten alleen gedurende het winterhalfjaar aanwezig zijn in het gebied.

In het windenergiegebied Borssele vormen meeuwen een grote groep binnen de lokale niet-broedvogels. Als meeuwen rusten op zee doen ze dat vaak in de buurt van een groot object zoals een offshore platform of een geankerd schip. Op het werkplatform van windturbines zouden drieteenmeeuwen kunnen gaan rusten of zelfs gaan broeden, zoals is gebeurd op verschillende (onbemande) offshore platforms elders in de Noordzee. De aantrekkingskracht van windparken voor meeuwen en sterns kan ook liggen aan de aanwezigheid van onderhoudsschepen in het windpark of van een veranderende (micro)stroming rond de palen. Dergelijke aantrekking werd ook door Vanermen *et al.* (2014) vastgesteld in de Vlaamse windparken.

Daarnaast worden op de Nederlandse Noordzee de grootste aantallen meeuwen rond vissersschepen gevonden. In ieder geval de bodemberoerende visserij mag niet meer binnen het windpark komen, maar nog altijd zullen er vliegbewegingen door het windpark optreden van meeuwen die vliegen tussen de verschillende visserschepen, waarbij ze geen uitwijkend gedrag zullen vertonen. Dit effect kan versterkt optreden doordat er concentratie van kotters kan optreden langs de randen van het windpark, delen van de zee waar vissers graag vissen.

Binnen het Kader Ecologie en Cumulatie (Rijkswaterstaat 2015) is afgesproken om het effect van habitatverlies te kwantificeren door een sterfte van 10% van de verstoorde vogels als gevolg van habitatverlies aan te houden (Bradbury *et al.* 2014). Op basis van de berekende dichtheden vanuit de scheepstellingen kan hiermee de sterfte door habitatverlies worden doorgerekend (tabel 4.6 en 4.7).

De effecten van habitatverlies worden als negatief beoordeeld (-) en voor alle alternatieven gelijk, omdat het ruimtebeslag even groot is. Mocht er voor gekozen worden om het alternatief met minder turbines op een kleiner oppervlak te maken, dan is dit een beter alternatief bezien vanuit de ecologie. In samenspraak met Rijkswaterstaat Zee en Delta over significantie met betrekking tot de Natuurbeschermingswet 1998 (Bijlage in KEC, Rijkswaterstaat 2015), zijn wij van mening dat significant negatieve effecten in het kader van de Natuurbeschermingswet 1998 als gevolg van habitatverlies op lokale zeevogels zijn uit te sluiten (zie ook de bijlage 'Flora en faunawet' van het MER). In de Passende Beoordeling wordt hier verder op in gegaan.

Tabel 4.6 Maximaal aantal slachtoffers dat verwacht wordt als gevolg van habitatverlies (op basis van Bradbury et al. 2014) op basis van maandelijkse vogeldichtheden uit scheepstellingen (Vanermen et al. 2013, tabel 2.5) en een windpark oppervlak van 75,1 km^2 voor Kavel III.

soort	gem. jaarlijkse dichtheid (#/km^2)	Berekende sterfte door habitatverlies Kavel III
roodkeelduiker	0,01	0
noordse stormvogel	0,33	2
jan-van-gent	0,61	5
zwarte zee-eend	0,00	0
grote jager	0,00	0
kleine jager	0,00	0
kokmeeuw	0,00	0
stormmeeuw	0,35	3
kleine mantelmeeuw	1,16	9
zilvermeeuw	0,12	1
grote mantelmeeuw	0,25	2
dwergmeeuw	0,18	1
drieteenmeeuw	1,11	8
visdief	0,03	0
grote stern	0,09	1
alk	0,18	1
zeekoet	0,19	1
alk / zeekoet	0,02	0

Tabel 4.7 Maximaal aantal slachtoffers dat verwacht wordt als gevolg van habitatverlies (op basis van Bradbury et al. 2014) op basis van maandelijkse vogeldichtheden uit scheepstellingen (Vanermen et al. 2013, tabel 2.5) en een windpark oppervlak van 74,9 km^2 voor Kavel IV.

soort	gem. jaarlijkse dichtheid (#/km^2)	Berekende sterfte door habitatverlies Kavel IV
roodkeelduiker	0,00	0
noordse stormvogel	0,12	1
jan-van-gent	0,65	5
zwarte zee-eend	0,00	0
grote jager	0,01	0
kleine jager	0,00	0
kokmeeuw	0,00	0
stormmeeuw	0,05	0
kleine mantelmeeuw	0,22	2
zilvermeeuw	0,03	0
grote mantelmeeuw	0,03	0
dwergmeeuw	0,14	1
drieteenmeeuw	0,42	3
visdief	0,00	0
grote stern	0,00	0
alk	0,03	0
zeekoet	0,09	1
alk / zeekoet	0,01	0

4.3.4 Indirecte effecten

Effecten van onderhoud van het windpark

Onderhoudswerkzaamheden aan windturbines op zee vergen de inzet van schepen. Dit kan zeevogels verstoren. Het zal afhangen van zowel de aard als de frequentie van de werkzaamheden hoe zwaar deze verstoring is. Onderzoeksgegevens suggereren een afstotende werking van (onderhouds)schepen ten aanzien van duikers, jan-van-gent en alkachtigen, maar een aantrekkende werking voor meeuwen en sterns. De duur en omvang van onderhoudswerkzaamheden bij windenergiegebied Borssele zijn van (veel) beperktere omvang dan de werkzaamheden tijdens aanleg en verwijdering. Hoewel er verschil is tussen de alternatieven (verschillende aantallen en typen turbines) wordt hier, gezien de beperkte omvang van de effecten, in de beoordeling geen onderscheid tussen gemaakt. Verstoring door onderhoud vindt in beginsel plaats binnen het windpark, waar gevoelige zeevogelsoorten toch al zijn verstoord. De (extra) effecten van onderhoud worden daarom in alle alternatieven als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-).

Effecten van aanwezigheid windpark

Op de funderingen zal aangroei komen, ook in de vorm van potentieel voedsel voor zeevogels (Bouma & Lengkeek 2012). Aangroeiende mosselen zouden als voedsel

kunnen dienen voor zee- en eidereenden. Hoewel incidenteel een enkele eider zich enige tijd bij een offshore installatie ver op zee kan ophouden (Thorpe 2005), zal buiten de kustwateren van een aantrekkende werking op grote groepen zee- en eidereenden, door een verbeterd aanbod schelpdieren, waarschijnlijk geen sprake zijn. Wel zijn de eerste aanwijzingen gevonden dat door het onstaan van benthische leefgemeenschappen ook een toename van vis rond de funderingspalen plaatsvindt (Lindeboom *et al.* 2011). Vissen die zich rond en tussen de stortstenen rond de funderingen vestigen kunnen dienen als voedsel voor visetende zeevogels. De windturbines zelf, en een eventuele meetmast of transformatorplatform zouden zit- en zelfs broedplaatsen kunnen bieden aan sommige zeevogels, zoals meeuwen en aalscholvers. Onderzoek naar de korte termijn effecten van windpark OWEZ wijzen op een toename van benthos en vis in de directe omgeving van de palen. Hierdoor zouden goede foerageermogelijkheden voor viseters kunnen ontstaan, waardoor aantrekking van sommige soorten zou kunnen plaatsvinden. Van de vogelsoorten meeuwen, aalscholvers en sterns werd geen vermijdingsgedrag geconstateerd en dit zijn alle soorten die potentieel gebruik kunnen maken van de toename van vis, via een toename van het benthos en een afname van de visserij (Lindeboom *et al.* 2011, Krijgsveld *et al.* 2011). De effecten van habitatverandering worden als marginaal positief beoordeeld (0/+).

Samenvattend zijn er zowel marginaal positieve als marginaal negatieve gevolgen van indirecte effecten, waardoor worst-case moet worden uitgegaan van de marginaal negatieve effecten.. Significant negatieve effecten als gevolg van indirecte effecten op lokaal verblijvende vogels zijn in het kader van de Natuurbeschermingswet 1998 dan ook op voorhand uit te sluiten.

4.4 Effecten tijdens gebruiksfase – Kolonievogels

Tabel 4.8a Samenvattende beoordeling van effecten tijdens de gebruiksfase van de twee windpark alternatieven in Kavel III op kolonievogels.

Effecten windpark	Alternatief 1 95 * 4 MW ø 116 m	Alternatief 2 38 * 10 MW ø 221 m
- aanvaringen	0/-	0/-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0/-	0/-
- indirecte effecten	0/-	0/-

Tabel 4.8b Samenvattende beoordeling van effecten tijdens de gebruiksfase van de twee windpark alternatieven in Kavel IV op kolonievogels.

Effecten windpark	Alternatief 1 95 * 4 MW ø 116 m	Alternatief 2 38 * 10 MW ø 221 m
- aanvaringen	0/-	0/-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0/-	0/-
- indirecte effecten	0/-	0/-

4.4.1 Aanvaringen

Op basis van foerageerranges die zijn bepaald met GPS-logger onderzoek in Nederland, België en het Verenigd Koninkrijk blijkt dat in potentie windenergiegebied Borssele bereikt kan worden door broedende kleine mantelmeeuwen en grote sterns uit kolonies die liggen binnen Natura 2000-gebieden en waarvoor in deze gebieden voor deze soorten instandhoudingsdoelstellingen zijn geformuleerd als broedvogel. Voor beide soorten worden hieronder de effecten behandeld en beoordeeld.

Kleine mantelmeeuw
Vanuit Nederlandse Natura 2000-gebieden kunnen broedende vogels uit het Veerse Meer en Volkerrak in potentie het windenergiegebied Borssele bereiken. In België zijn geen kolonies kleine mantelmeeuwen beschermd in het kader van Natura 2000. Wel ligt windenergiegebied Borssele binnen de foerageerrange vanuit het Engelse Natura 2000-gebied Alde, Ore, Butley Estuary.

Alleen de kleine mantelmeeuwen met GPS-loggers uit Belgisch onderzoek in Zeebrugge en vanuit de Engelse kolonie in Orford Ness bleken tot in windenergiegebied Borssele te reiken. Enkele vogels uit België zijn in Kavel III en IV vastgesteld. Van vogels uit de Nederlandse kolonie in het Volkerrak is bekend dat deze maar incidenteel op zee foerageren (Gyimesi *et al.* 2011), en dus zal de procentuele flux van broedende kleine mantelmeeuwen vanuit deze kolonies in het windenergiegebied Borssele verwaarloosbaar zijn. Voor kleine mantelmeeuwen uit het Veerse Meer is onbekend in hoeverre deze op zee foerageren.

Uit de slachtofferberekeningen (§4.2) blijkt dat tijdens het broedseizoen (mei – jul) 51 (alternatief 1) en 12 (alternatief 2) kleine mantelmeeuwen slachtoffer worden in Kavel III. In Kavel IV zijn dit 8 (alternatief 1) en 2 (alternatief 2) slachtoffers per jaar (tabel 4.9). Dit zijn echter niet allemaal broedende adulten. Een deel van een populatie kleine mantelmeeuwen bestaat namelijk uit zogenaamde ‘floaters’ (niet-broedende vogels). Schattingen van de grootte van dit deel van niet-broedende vogels zijn zeer divers (Gyimesi & Lensink 2012, Camphuysen 2013), maar een reëele en veilige schatting van 40% van de populatie is beargumenteerd door Lensink & van Horssen (2012). Dit betekent dat in Kavel III 51*0,6 = 31 (a1) en 7 (a2) slachtoffers broedende adulten zijn en in Kavel IV 5 (a1) en 1 (a2). Daarnaast is het zo dat niet al deze slachtoffers afkomstig zijn uit beschermde kolonies. Op basis van foerageerrange (80 km, figuur 2.13a en b) kunnen vogels van in totaal ongeveer 50.000 broedparen tijdens foerageervluchten tot in windenergiegebied Borssele komen (verzamelde gegevens uit Mitchell *et al.* 2004, Strucker *et al.* 2014, ongepubliceerde INBO gegevens). Veruit de meeste hiervan (>95%) komen niet uit Natura 2000-kolonie’s. Het veerse Meer en Orford Ness zijn de enige twee kolonies die gelegen zijn binnen Natura 2000-gebieden en die binnen bereik van windenergiegebied Borssele liggen. Het aandeel van vogels uit deze kolonies in het windenergiegebied bedraagt respectievelijk 996/50000 = 2,0% (Veerse Meer) en 1122/50000 = 2,2% (Orford Ness). Dit impliceert dat in Kavel III 31*0.02 = 1 (a1) en 7*0,02 = 0 (a2) slachtoffer uit het Veerse Meer afkomstig is en in Kavel IV 0 slachtoffers voor beide alternatieven.

Voor Orford Ness zijn de aantallen respectievelijk 1 en 0 in Kavel III en 0 slachtoffer in Kavel IV voor beide alternatieven (tabel 4.9).

De resultaten van het rekenmodel laten zien dat per jaar minder dan 1 kleine mantelmeeuw van de broedkolonies in Orford Ness en minder dan 1 in de kolonie in het Veerse Meer slachtoffer zullen worden van het alternatief met de meeste turbines in Kavel III en IV van windenergiegebied Borssele (tabel 4.9). Daarom wordt alternatief 1 als marginaal negatief (0/-) beoordeeld (tabel 4.8a). Het alternatief met de minste turbines wordt volgens het gebruikte beoordelingssysteem ook als marginaal negatief (0/-) beoordeeld (tabel 4.8b), echter de effecten zijn wel substantieel kleiner dan bij het 4MW alternatief.

De berekende sterfte onder vogels van deze populatie als gevolg van aanvaringen met turbines van een windpark kan worden vergeleken met de natuurlijke sterfte van die vogelsoort, in dit geval de kleine mantelmeeuw (jaarlijkse overleving: 0,91 (Camphuysen & Gronert 2012) op een huidige populatie van 1.122 broedparen in Orford Ness en 996 in het Veerse Meer). Wanneer de additionele sterfte door een windpark kleiner is aan 1% van de natuurlijke mortaliteit van de betreffende populatie van de onderzochte soort (in dit geval dus respectievelijk 2,0 en 1,8 kleine mantelmeeuwen), kan met zekerheid gesteld worden dat dit geen invloed heeft op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen van de Natura 2000-gebieden en wordt het effect van een windpark als verwaarloosbaar ofwel 'niet significant' geclassificeerd.

Tabel 4.9 Berekening van aantallen aanvaringsslachtoffers van kleine mantelmeeuwen afkomstig uit de kolonies van Orford Ness (Natura 2000-gebied Alde/Ore estuary) en Veerse Meer (Natura 2000-gebied Veerse Meer), die werden gecorigeerd voor de aantallen meeuwen uit niet-Natura 2000-kolonies en het deel floaters in de populatie. Weergegeven zijn berekeningen voor 2 alternatieven met behulp van het Extended Band Model (Band 2012).

Kolonie		Indicatief aantal broedpaar		Bron
Nederlandse Delta incl Europoort		37000		Strucker *et al.* 2014
Engelse kust		7000		Mitchell *et al.* 2004
Belgische kust		3800		Stienen pers. comm.
Totaal		48.000 (~50.000)		
Kolonie	instandhoudings-	Huidige aantal broedpaar		Percentage van totaal
Orford Ness	4070	1122 (2011-2012)		2,2%
Veerse Meer	590	996 (2010 – 2013)		2,0%

	Aantal slachtoffers tijdens broedtijd (mei – jul)			
	Kavel III		Kavel IV	
	Alternatief 1	Alternatief 2	Alternatief 1	Alternatief 2
Aantal slachtoffers tijdens broedseizoen (broeders	*51*	*12*	*8*	*2*
Totaal aantal broedende adulten als slachtoffer	*31*	*7*	*5*	*1*
Totaal aantal slachtoffers uit kolonies in:				
Orford Ness (1122 paar)	0,68	0,14	0,10	0,02
Veerse Meer (996 paar)	0,62	0,16	0,09	0,02

Voor de kolonies kleine mantelmeeuwen van het Natura 2000-gebied Alde/Ore Estuary, wordt maximaal 0,34%, van de jaarlijkse sterfte verwacht als gevolg van aanvaringen met windturbines in Kavel III en 0,05% in Kavel IV van windenergiegebied Borssele. Dit ligt onder de 1% norm waarmee significante effecten op de huidige populatie broedende kleine mantelmeeuwen in het Natura 2000-gebied Alde/Ore estuary zijn uitgesloten.

Voor de kolonies kleine mantelmeeuwen van het Natura 2000-gebied Veerse Meer, wordt met maximaal 0,31% in Kavel III en 0,05% in Kavel IV ook minder dan 1% van de jaarlijkse sterfte verwacht als gevolg van aanvaringen met windturbines. Op basis hiervan kan ook worden geconcludeerd dat significant negatieve effecten door aanvaringen op broedende kleine mantelmeeuwen binnen Natura 2000-gebied Veerse Meer zijn uit te sluiten.

Grote stern

Vanuit Nederlandse Natura 2000-gebieden kunnen broedende vogels van de Hooge Platen in potentie het windenergiegebied Borssele bereiken. Vanuit België bekeken ligt windenergiegebied Borssele binnen de foerageerrange van broedvogels uit de kolonie in Zeebrugge. Als worst-case aanname zijn hier alle slachtoffers die als gevolg van windenergiegebied Borssele vallen tijdens de broedperiode (mei, jun, jul) proportioneel op basis van het aantal broedpaar aan deze twee kolonies toegewezen (tabel 4.10).

Tabel 4.10 Overzicht van berekende aantallen aanvaringsslachtoffers van grote sterns uit de kolonies van de Hooge Platen (Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe) en Zeebrugge (Natura 2000-gebied Zeehaven Zeebrugge). Weergegeven zijn berekeningen voor 3 alternatieven met behulp van het Extended Band Model (Band 2012).

			Aantal slachtoffers tijdens broedtijd (mei – jul)			
			Kavel III		**Kavel IV**	
Kolonie	**gem. # broedpaar**	**instandhoudings-**	**Alternatief 1**	**Alternatief 2**	**Alternatief 1**	**Alternatief 2**
Totaal			*1*	*0*	*0*	*0*
Hooge Platen	2220 (2010-2014)	6200 (regio Delta)	0,82	0	0	0
Zeebrugge	41 (2010 – 2014)	2300	0,02	0	0	0

De resultaten van het rekenmodel laten zien dat jaarlijks minder dan 1 grote stern van de broedkolonie op de Hooge Platen slachtoffer zal worden in Kavel III van windenergiegebied Borssele (tabel 4.10). Van de kolonie in Zeebrugge is ook minder dan 1 slachtoffer te verwachten, maar substantieel minder (0,02 per jaar) dan van de kolonie op de Hooge Platen. In Kavel IV zullen geen grote stern slachtoffers vallen. Alternatief 1 van Kavel III met de meeste turbines wordt daarom voor de grote stern als marginaal negatief (0/-) beoordeeld. Alternatief 2 van Kavel III en de beide alternatieven van Kavel IV worden als neutraal (0) beoordeeld.

De 1%-norm van de jaarlijkse sterfte van de populatie op de Hooge Platen en Zeebrugge is respectievelijk 4,5 en 0,08 vogels (jaarlijkse adulte overleving: 0,898 (Robinson 2005) bij huidige populatie's van resp. 2.220 en 41 paar).

Voor de kolonies grote sterns op de Hooge Platen, wordt maximaal 0,18%, van de jaarlijkse sterfte verwacht als gevolg van aanvaringen met windturbines in Kavel III van windenergiegebied Borssele. Dit ligt onder de 1% norm waarmee significante effecten op de huidige populatie broedende grote sterns in het Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe zijn uitgesloten.

Voor de kolonies grote sterns van het Natura 2000-gebied Zeebrugge, wordt met maximaal 0,18% ook minder dan 1% van de jaarlijkse sterfte verwacht als gevolg van aanvaringen met windturbines. Op basis hiervan kan ook worden geconcludeerd dat significant negatieve effecten door aanvaringen op broedende grote sterns binnen Natura 2000-gebied Zeebrugge zijn uit te sluiten.

4.4.2 Barrièrewerking

Broedvogels die foerageren op zee en broeden in kolonies aan de kust zouden in potentie de aanwezigheid van een windpark in windenergiegebied Borssele kunnen ervaren als barrière tijdens vluchten tussen foerageer- en broedgebieden. Hierdoor zouden ze extra afstanden moeten vliegen. Echter de meest nabij gelegen kolonies van meeuwen en sterns liggen op een dusdanige afstand dat windenergiegebied Borssele wel bereikbaar is, maar in zeer beperkte mate. Hierdoor zal een windpark aldaar geen barrière vormen voor vogels die vanaf land naar open zee vliegen om te gaan foerageren, of vice versa, temeer omdat uit de literatuur blijkt dat deze soorten geen uitwijking vertonen voor offshore windparken en dus ook weinig extra afstand zullen afleggen. Hierdoor kan het effect van barrièrewerking op broedvogels als neutraal worden beoordeeld (effectbeoordeling: 0). Significant negatieve effecten als gevolg van barrièrewerking op broedende kolonievogels binnen Natura 2000-gebieden zijn dan ook op voorhand uit te sluiten.

4.4.3 Habitatverlies

Verstoring en habitatverlies van kolonievogels door een windpark in windenergiegebied Borssele zou in potentie kunnen optreden voor broedende noordse stormvogels (niet afkomstig uit Nederlandse broedplaatsen), stormmeeuwen, kleine mantelmeeuwen, grote mantelmeeuwen (niet uit Nederland), zilvermeeuwen en grote sterns. Van deze soorten zijn alleen enkele kolonies kleine mantelmeeuwen en grote sterns beschermd in Natura 2000-gebieden.

Uit de literatuur blijkt dat habitatverlies niet optreedt voor meeuwen en dat sterns vaak aan de randen van de windparken te vinden zijn (Krijgsveld *et al.* 2011; Leopold *et al.* 2011). In Belgisch onderzoek werden zelfs significant hogere dichtheden van meeuwen (o.a. kleine mantelmeeuw) en sterns (o.a. grote stern) gevonden (Vanermen *et al.* 2013, 2014) binnen de aangelegde windparken wat duidt op een

aantrekkende werking. Negatieve effecten van habitatverlies en daarmee aanvullende sterfte door een windpark in windenergiegebied Borssele worden dan ook niet verwacht.

Daarnaast beslaat het aandeel dat een windpark in windenergiegebied Borssele uitmaakt van het totale foerageergebied van kleine mantelmeeuwen en grote sterns uit Nederlandse en Belgische kolonies in Natura 2000-gebieden een dermate klein oppervlak dat ook op basis hiervan geen significante effecten worden verwacht. Het effect van verstoring op broedvogels wordt dan ook als marginaal negatief beoordeeld (0/-). Significante negatieve effecten door habitatverlies op broedende kolonievogels binnen Natura 2000-gebieden zijn daarmee uit te sluiten (zie ook de bijlage 'Flora en faunawet' van het MER).

4.4.4 Indirecte effecten

Effecten van onderhoud van het windpark
De extra inzet van schepen voor het onderhoud van een windpark in windenergiegebied Borssele kan enige verstoring van zeevogels, waaronder broedvogels, opleveren. De duur en omvang van onderhoudswerkzaamheden bij windenergiegebied Borssele zijn van (veel) beperktere omvang dan de werkzaamheden tijdens aanleg en verwijdering. Hoewel er verschil is tussen de alternatieven (verschillende aantallen en typen turbines) wordt hier, gezien de beperkte omvang van de effecten, in de beoordeling geen onderscheid tussen gemaakt. De (extra) effecten van onderhoud worden in alle alternatieven als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-).

Effecten van aanwezigheid windpark
De verwachte toename in benthos en vissen (Lindeboom *et al.* 2011) in een toekomstig windmolenpark in windenergiegebied Borssele zorgt mogelijk voor een verbetering van de foerageeromstandigheden, ook van broedvogels zoals kleine mantelmeeuw. De effecten van habitatverandering worden daarom als marginaal positief beoordeeld (0/+).

Samenvattend zijn er zowel marginaal positieve als marginaal negatieve effecten als gevolg van indirecte effecten, waardoor in de worst-case situatie moet worden uitgegaan van de marginaal negatieve effecten. Significant negatieve effecten als gevolg van indirecte effecten op broedende kolonievogels binnen Natura 2000-gebieden zijn dan ook op voorhand uit te sluiten.

4.5 Effecten tijdens gebruiksfase – Vogels tijdens seizoenstrek

Tabel 4.11 Samenvattende beoordeling van effecten tijdens de gebruiksfase van de twee windparkalternatieven in Kavel III en IV van windenergiegebied Borssele op vogels tijdens seizoenstrek.

Effecten windpark	Alternatief 1 95 * 4 MW ø 116 m	Alternatief 2 38 * 10 MW ø 221 m
Trekvogels		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0/-	0/-
- habitatverlies	0	0
- indirecte effecten	0	0

4.5.1 Aanvaringen

Tijdens de seizoenstrek vliegen vele vogelsoorten door het windenergiegebied Borssele. Hierdoor lopen zij de kans in aanraking te komen met de turbines. Het onderscheid tussen een lokale zeevogel en trekkende zeevogels is in het veld niet goed te maken, vandaar dat de aanvaringsslachtoffers die vallen onder langstrekkende zeevogels zijn behandeld in §4.3. In deze paragraaf worden de aantallen slachtoffers onder niet-zeevogels behandeld, die per definitie onder de trekvogels vallen.

De resultaten van het rekenmodel laten zien dat tot meer dan duizend trekvogels per jaar slachtoffer zullen worden van de verschillende alternatieven van een windpark in windenergiegebied Borssele. Veruit de meeste hiervan zijn zangvogels (honderden tot meer dan duizend) gevolgd door enkele tientallen ganzen en zwanen. Verder zullen nog enkele eenden, reigers, roofvogels, uilen en steltlopers jaarlijks slachtoffer worden. Alternatief 1 (4MW turbine minimale uitvoeringsgrootte van 116 m rotordiameter en 83 m ashoogte) is gekozen als worst-case scenario voor zeevogels, omdat het aantal aanvaringslachtoffers het grootste is bij een lagere ashoogte. Zangvogels op seizoenstrek vliegen in het algemeen hoger (zie figuur 2.20) dan lokale zeevogels en zouden meer slachtoffers vallen bij een alternatief met een hogere ashoogte. Daarom bestaaat het worst-case alternatief voor zangvogels van 4 MW met een maximale uitvoering (140 m rotordiameter en 95 m ashoogte). Bij dit alternatief zullen 1.218 zangvogels slachtoffer vallen door aanvaring met een windturbine (Gyimesi & Fijn 2015a).

Alternatief 1 met de meeste turbines wordt als negatief beoordeeld (-). Alternatief 2 met de minste turbines wordt volgens het gebruikte beoordelingssysteem ook als negatief beoordeeld (-), echter de effecten zijn wel substantieel kleiner dan bij het 4MW alternatief. Door de combinatie van de ongewisse herkomst van trekvogels in windenergiegebied Borssele, en de relatief lage aantallen slachtoffers ten opzichte van bronpopulaties, zijn wij, in samenspraak met Rijkswaterstaat Zee en Delta over significantie binnen de Natuurbeschermingswet 1998 (Bijlage in KEC, Rijkswaterstaat 2015), van mening dat significant negatieve effecten in het kader van de

Natuurbeschermingswet 1998 als gevolg van aanvaringen op trekvogels niet zijn uit te sluiten. In de Passende Beoordeling wordt hier verder op in gegaan.

Wel kan het doden van vogels als gevolg van de exploitatie van een windpark (aanvaringen) door het bevoegd gezag worden beschouwd als een overtreding van verbodsbepalingen genoemd in artikel 9 van de Flora- en faunawet. In bijlage 'Flora en faunawet' van het MER is beschreven voor welke soorten verbodsbepalingen in het kader van de Flora- en faunawet worden overtreden. Hier is vervolgens ook onderbouwd of de gunstige staat van instandhouding van de betreffende soorten door de voorspelde additionele sterfte in het geding kan komen.

4.5.2 Barrièrewerking

Op basis van literatuur en een beoordeling van het windenergiegebied Borssele is het uitgesloten dat voor trekvogels die door het windenergiegebied Borssele vliegen het windpark een belemmering zou zijn voor het bereiken van een voor hen op dat moment "achter" het park gelegen bestemming. In de herfst zou dat op weg naar het zuiden of naar de Britse eilanden zijn, in het voorjaar naar de noordelijker gelegen broedgebieden. Daarnaast ligt het park, ook niet "voor de ingang van de Waddenzee" (gezien vanuit Engeland) maar op een dusdanig grote afstand van het Kanaal dat het voor noord-zuid (en zuid-noord) vliegende vogels geen barrière van betekenis kan zijn. Een groot deel van de vogels zal het windpark niet eens op het vliegpad tegenkomen.

Uit de studie van Masden (2009) blijkt dat de energetische gevolgen voor trekvogels verwaarloosbaar klein zijn. Ook voor de locatie van windenergiegebied Borssele zal dit het geval zijn. Sommige vogels zullen tijdens de trek hun route aanpassen om het windpark te ontwijken. Dat leidt dan tot het vermijden van aanvaringsrisico's, maar ook tot extra te vliegen kilometers. In vergelijking met de totale route die trekvogels afleggen, zijn de extra kilometers of de extra tijd van geen betekenis.

Op basis van de bovenstaande beschrijving wordt geconcludeerd dat de barrièrewerking van het windpark vermoedelijk beperkt is. De effecten worden als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-). Er is geen onderscheid tussen de alternatieven, omdat we er bij een barrière vanuit gaan dat het hele windpark omvlogen zal worden, waardoor alleen oppervlakte, oriëntatie en ligging van het windpark van belang zijn en deze factoren zijn voor de diverse alternatieven globaal gelijk. Significant negatieve effecten in het kader van de Natuurbeschermingswet 1998 als gevolg van barrièrewerking op trekvogels zijn dan ook op voorhand uit te sluiten.

4.5.3 Habitatverlies

Trekvogels kenmerken zich door het feit dat ze niet langere tijd in het gebied van windpark Borssele verblijven. Van verstoring en daarmee gepaard gaand habitatverlies zal dus geen sprake zijn. Het effect wordt als neutraal beoordeeld (0). Significant negatieve effecten in het kader van de Natuurbeschermingswet 1998 als

gevolg van habitatverlies op trekvogels zijn dan ook uit te sluiten (zie ook de bijlage 'Flora en faunawet' van het MER).

4.5.4 Indirecte effecten

Indirecte effecten van windparken zullen niet optreden voor trekvogels, omdat ze uitsluitend door het plangebied heen vliegen en er niet foerageren of langere tijd in het gebied verblijven (effectbeoordeling: 0). Significant negatieve effecten in het kader van de Natuurbeschermingswet 1998 als gevolg van indirecte effecten op trekvogels zijn dan ook uit te sluiten.

4.6 Effecten op vleermuizen

In tegenstelling tot vogels zijn er zeer weinig gegevens over verspreiding en dichtheden van vleermuizen boven de Noordzee beschikbaar. Op basis van de bestaande kennis wordt echter verondersteld dat effecten van offshore windparken op vleermuispopulaties niet op voorhand kunnen worden uitgesloten. In dit hoofdstuk wordt een schatting gemaakt van de effecten van de windparkontwikkeling in het windenergiegebied Borssele. In tabel 4.12 wordt een samenvatting gegeven van effectbeoordeling. Effecten in het kader van de FF-wet worden weergegeven in de bijlage 'Flora en faunawet' van het MER.

Tabel 4.12 Effectbeoordeling van effecten tijdens de gebruiksfase van de twee windparkalternatieven in Kavel III en IV van windenergiegebied Borssele op vleermuizen.

Effecten windpark	Alternatief 1 95 * 4 MW ø 116 m	Alternatief 2 38 * 10 MW ø 221 m
- aanvaringen	--/-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0	0
- indirecte effecten	+/-	+/-

4.6.1 Aanvaringen

Er zijn tot op heden geen metingen uitgevoerd van het aantal gedode vleermuizen bij offshore windparken. Het is ook vrijwel onmogelijk om naar slachtoffers te zoeken op zee. Karkassen kunnen zinken of worden verplaatst door stroming. Brinkmann *et al.* (2011) hebben een methode ontwikkeld om het aantal vleermuisslachtoffers bij windparken te schatten op basis van het aantal opnamen van vleermuisgeluiden op gondelhoogte. Ze hebben vleermuisactiviteit en bijhorende aantal slachtoffers gemeten in meer dan 30 Duitse onshore windparken. De onderzochte windparken lagen meestal dichtbij potentiële verblijfplaatsen (gebouwen, bomen) van vleermuizen.

In theorie zou met behulp van dit model (BMU/Oikostat model) van Brinkmann *et al.* (2011) het aantal vleermuisslachtoffers ook in offshore windparken kunnen worden voorspeld. Om de volgende redenen wordt het schatten van het aantal slachtoffers in

de Noordzee op basis van akoestische gegevens volgens het BMU/Oikostat model niet verantwoord geacht:

1. Het model is gebaseerd op onshore metingen en het is onzeker of die toepasbaar zijn voor offshore situaties. Een ander uitgebreid onderzoek, gebaseerd op een grote dataset van voornamelijk trekkende vleermuissoorten langs Noordwest-Duitsland, suggereert dat er geen correlatie bestaat tussen akoestisch gemeten vleermuisactiviteit en vleermuissterfte in vlakke, open en winderige gebieden langs de Noordzee (Bach *et al.* 2014). Er bestaat de mogelijkheid dat dieren op trek of in offshore situaties afwijkend gedrag vertonen ten opzichte van lokale dieren (bijvoorbeeld minder gebruik van echolocatie of vlieghoogte boven de gondel maar wel in bereik van de rotors). Hierdoor zou mogelijk een deel van de trekkende vleermuizen niet opgemerkt worden met batdetectors in de gondel, waardoor het model minder goed toepasbaar wordt voor offshore windparken.
2. Metingen in windmolenparken in de Noordzee zijn op 15 m boven waterniveau uitgevoerd. Het BMU/Oikostat model vereist metingen vanuit de gondel van de windturbine. Activiteit op lage hoogtes heeft een zeer zwakke correlatie met het aantal slachtoffers, en is niet toepasbaar voor nauwkeurige schattingen.

Op grond van deze argumenten wordt hier een voorlopige schatting gemaakt op basis van expert opinion, in plaats van het BMU/Oikostat model.

De vastgestelde vleermuisactiviteit ligt in offshore windparken in de Noordzee lager dan in windparken in intensief gebruikte landbouwgebieden op het Nederlandse vasteland. Zoals eerder vermeld, bestaat de mogelijkheid dat vleermuisactiviteit systematisch onderschat wordt in offshore windparken. Niettemin, het aantal slachtoffers in offshore situaties zal lager liggen dan op het vasteland om de volgende redenen:

- Lokal verblijvende vleermuizen, zoals de gewone dwergvleermuis, zijn offshore vrijwel afwezig. Onshore vallen de meeste slachtoffers onder gewone dwergvleermuizen.
- Van de rosse vleermuizen die in onshore windparken voorkomen, is slechts een klein deel lange afstand trekker (Lehnert *et al.* 2014). In offshore windparken komen alleen lange-afstand trekkers voor.
- Offshore vleermuisactiviteit beperkt zich tot uitermate kalme weersomstandigheden die gunstig zijn voor seizoenstrek. Boven land vliegen vleermuizen onder een veel breder scala aan weersomstandigheden (bijvoorbeeld bij hogere windsnelheden en meerdere windrichtingen).
- In onshore windparken vallen ook buiten de trekperiode vleermuisslachtoffers, zij het in relatief kleine aantallen. Bij offshore windparken beperkt vleermuisactiviteit zich uitsluitend tot de trekperiode.

Op land vallen de minste slachtoffers bij windparken in grote, open en intensief gebruikte landbouwgebieden. Het gemiddelde aantal slachtoffers varieert hier meestal rond de 1 slachtoffer per turbine per jaar (Rydell *et al.* 2010a;. Limpens *et al.* 2013.).

Op basis van de huidige kennis kan voor offshore windparken slechts een ruwe schatting worden gegeven: het aantal slachtoffers ligt ergens tussen 0 en 1 slachtoffers per turbine per jaar. Verder is er geen duidelijk effect van ashoogte van de turbines gevonden in een grote studie in Duitsland, waarbij alle windparken volgens hetzelfde protocol werden onderzocht (Niermann *et al.* 2011). Ook vonden Barclay *et al.* (2007) en Rydell *et al.* (2010a) geen verband tussen het aantal slachtoffers en de onderste rotortiphoogte.

Uitgaande van bovenstaande bevindingen, kan een *worst-case* scenario van 1 slachtoffer per turbine per jaar aangehouden worden, en de aanname gehanteerd worden dat het aantal slachtoffers bij grotere turbines niet afwijkt van het aantal bij kleinere turbines. Op basis hiervan worden in een windpark in Kavel III of IV in windenergiegebied Borssele maximaal 95 slachtoffers per jaar verwacht bij Alternatief 1 en 38 slachtoffers per jaar bij Alternatief 2. Dit slachtofferaantal zou in een worst-case scenario voor elke soort afzonderlijk gebruikt kunnen worden. Gezien de beschikbare gegevens over vleermuisactiviteit boven de Noordzee is het echter realistischer om deze getallen te verdelen op basis van het relatieve voorkomen van ruige dwergvleermuizen (95,7%), rosse vleermuizen (2,6%), tweekleurige vleermuizen (1,2%) en gewone dwergvleermuizen (0,5%). Met deze benadering wordt de worst-case schatting voor de ruige dwergvleermuis 91 slachtoffers per jaar bij Alternatief 1 en 36 slachtoffers per jaar bij Alternatief 2. Voor de rosse vleermuis worden de schattingen 2 slachtoffers per jaar bij Alternatief 1 en 1 jaarlijkse slachtoffer bij Alternatief 2. Bij Alternatief 1 zal naar verwachting jaarlijks maximaal 1 tweekleurige vleermuis als slachtoffer vallen en minder dan 1 jaarlijkse slachtoffer bij Alternatief 2. Van gewone dwergvleermuizen zullen bij geen van de alternatieven jaarlijks slachtoffers vallen. Hiermee vallen de effecten voor Alternatief 1 met de meeste turbines negatiever beoordeeld (--/-) dan Alternatief 2 met de minste turbines (-).

4.6.2 Overige effecten

Uit onderzoek blijkt dat vleermuisactiviteit in windparken niet lager ligt dan daarbuiten (Jain *et al.* 2011). Op basis hiervan kan het geconcludeerd worden dat de aanwezigheid van windturbines niet tot verstoring, barrièrewerking of habitatverlies leidt (Cryan *et al.* 2014). Het effect van het windpark wat betreft barrièrewerking en habitatverlies wordt als neutraal beoordeeld (0).

Een indirect effect van windparken wordt veroorzaakt door de verhoogde concentratie van insecten rondom windturbines. Dit trekt vleermuizen juist aan (Cryan & Barclay 2009), wat eventueel tot een verhoogde aanvaringskans en sterfte kan leiden. In tegenstelling, een verhoogde concentratie aan insecten rondom verlichte constructieschepen in de aanleg- en verwijderingsfase creëert een gunstige foerageermogelijkheid voor trekkende vleermuizen, zonder dat aanvaringsrisico optreedt. Op basis hiervan worden indirecte effecten als positief tijdens de aanleg- en verwijderingsfase en negatief tijdens de gebruiksfase (+/-) beoordeeld (zie ook de bijlage ‘Flora en faunawet’ van het MER).

4.7 Samenvattende effectbeoordeling

De mariene avifauna in windenergiegebied Borssele is niet specifiek voor die locatie, maar wordt aangetroffen in een groot zeegebied (vele tienduizenden vierkante kilometers). Effecten die zich beperken tot een zeegebied ter grootte van het windenergiegebied Borssele zijn daarom relatief beperkt.

Buiten het broedseizoen komen de hoogste dichtheden aan zeevogels voor in de Zuidelijke Bocht van de Noordzee en daarmee ook in het windenergiegebied Borssele. Een piek in de gezamenlijke vogelwaarden wordt bereikt tijdens de najaarstrek (oktober/november), maar ook in de winter en het vroege voorjaar is het gebied belangrijk, wanneer grote aantallen grote mantelmeeuwen en zeekoeten in het gebied verblijven. De aanwezige vogels hebben kans om aanvaringsslachtoffer te worden. Door de grote afstand tussen windenergiegebied Borssele en de meest nabij gelegen Natura 2000-gebieden, zijn wij, in samenspraak met Rijkswaterstaat Zee en Delta ten aanzien van significantie binnen de Natuurbeschermingswet 1998 (Bijlage in KEC, Rijkswaterstaat 2015), van mening dat significant negatieve effecten in het kader van de Natuurbeschermingswet 1998 als gevolg van aanvaringen op lokale zeevogels zijn uit te sluiten. In de Passende Beoordeling wordt hier verder op in gegaan. De kans op barrièrewerking is nihil omdat gerichte vliegbewegingen van lokaal verblijvende zeevogels uitsluitend incidenteel (bijvoorbeeld tijdens slaaptrek) optreden. Diverse lokale zeevogels worden verstoord door offshore wind turbines en habitatverlies en de daarmee gepaard gaande sterfte is daarmee niet uit te sluiten.

De locatie ligt buiten het bereik van de meeste broedkolonies. Van de broedvogels hebben alleen noordse stormvogels, kleine mantelmeeuwen, zilvermeeuwen, grote mantelmeeuwen, stormmeeuwen en grote sterns de locatie nog binnen bereik. Van de broedvogels in Natura 2000-gebieden hebben alleen kleine mantelmeeuwen en grote sterns het windenergiegebied Borssele binnen bereik, maar de aantallen vogels die windenergiegebied Borssele bereiken zijn relatief beperkt en daarmee ook het aantal aanvaringsslachtoffers afkomstige uit deze beschermde gebieden. De locatie ligt op een zodanige afstand en richting tot de kolonies dat er geen barrièrewerking van uit kan gaan. Meeuwen en sterns worden niet verstoord door offshore windparken en dus zal habitatverlies op broedvogels uit Natura 2000-gebieden niet optreden.

Tijdens de trektijd (voorjaar en herfst) zullen zowel land- als zeevogels over zee ter hoogte van het windenergiegebied Borssele trekken. Naast aanzienlijke aantallen jan-van-genten, grote jagers, kleine jagers, grote mantelmeeuwen, kleine mantelmeeuwen, drieteenmeeuwen, dwergmeeuwen, grote -en noordse sterns, alken en zeekoeten, trekken ook grote aantallen landvogels (met name zangvogels) ter hoogte van het windenergiegebied Borssele. Tijdens deze trek kunnen zij slachtoffer worden als gevolg van aanvaringen. De combinatie van een ongewisse afkomst van trekvogels in windenergiegebied Borssele, en de relatief lage aantallen slachtoffers, zijn wij in samenspraak met Rijkswaterstaat Zee en Delta ten aanzien van significantie binnen de Natuurbeschermingswet kaders (Bijlage in KEC, Rijkswaterstaat 2015), van mening dat significant negatieve effecten in het kader van de Natuurbeschermingswet

1998 als gevolg van aanvaringen op trekvogels zijn uit te sluiten. In de Passende Beoordeling wordt hier verder op in gegaan. Op basis van onderzoek naar de effecten van barrièrewerking zijn deze als nihil in te schatten voor trekvogels. Habitatverlies treedt niet op in het geval van trekvogels.

Een windpark in Kavel III of IV in het windenergiegebied Borssele zal, op grond van de hier gehanteerde berekeningsmethode (incl. toegelichte aannames) leiden tot maximaal ruim duizend vogelaanvaringsslachtoffers per jaar. De verschillen tussen de alternatieven zijn relatief groot. Het alternatief met 38x10 MW turbines (Alternatief 2) geeft beduidend minder slachtoffers dan het alternatief met meer turbines. Daarnaast vallen hogere aantallen slachtoffers bij driebladige turbines dan bij tweebladige turbines .

Het doden van vogels als gevolg van de exploitatie van een windpark (aanvaringen) kan wel door het bevoegd gezag worden beschouwd als een overtreding van verbodsbepalingen genoemd in artikel 9 van de Flora- en faunawet die is opgenomen in de wet Wind op Zee. In bijlage 'Flora en faunawet' van het MER is beschreven voor welke soorten verbodsbepalingen in het kader van de Flora- en faunawet worden overtreden. Hier is vervolgens ook onderbouwd of de gunstige staat van instandhouding van de betreffende soorten door de voorspelde additionele sterfte in het geding kan komen.

De onderlinge afstand tussen turbines heeft geen effect op de aantallen aanvaringsslachtoffers die worden gevonden in de modelberekeningen, echter een grotere onderlinge afstand zorgt wel mogelijk voor een vermindering van barrièrewerking en verstoring. Op grond hiervan zou een configuratie die het hele oppervlak bedekt met 38 x 10 MW turbines, zorgen voor de minste effecten op vogels. Aan de andere kant kan een groter oppervlak er juist ook voor zorgen dat er meer vogels verstoord worden, omdat ze überhaupt niet tussen individuele turbines zullen komen. Ook kan een groter oppervlak als een grotere barrière worden ervaren. Het onderzoek naar de invloed van configuratie van windparken op gebiedsgebruik van door vogels en bijvoorbeeld het effect van corridors daarin staat echter nog in de kinderschoenen.

Gezien de afstand van het windenergiegebied Borssele tot de kust is uitgesloten dat lokale vleermuizen foerageervluchten maken door dit gebied. Tijdens seizoenstrek kunnen voornamelijk ruige dwergvleermuizen en in kleinere aantallen rosse vleermuizen, tweekleurige vleermuizen en gewone dwergvleermuizen het gebied passeren. Tijdens de gebruiksfase van het windpark hebben deze dieren kans op aanvaring met windturbines. Op basis van de huidige kennis wordt het verwacht dat het alternatief met meerdere kleine turbines een groter aantal slachtoffers oplevert (ca. honderd) dan het alternatief met minder turbines (enkele tientallen). Barrièrewerking en habitatverlies door windturbines spelen bij vleermuizen geen rol.

Samenvattend is Alternatief 2 (38 x 10 MW turbines) de meest milieuvriendelijke alternatief bezien vanuit vogels en vleermuizen, voornamelijk door het veel geringere aantal aanvaringsslachtoffers dan bij de andere alternatieven. De complete effectbeoordeling is samengevat in tabel 4.13a en b.

Tabel 4.13a Effectbeoordeling van de verschillende alternatieven van Kavel III op kolonievogels, lokale zeevogels, trekvogels en vleermuizen.

Effecten windpark	**Alternatief 1**	**Alternatief 2**
	95 * 4 MW ø 116 m	**38 * 10 MW ø 221 m**
Aanlegfase - Vogels		
- aanleg funderingen	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-
Gebruiksfase		
Lokale zeevogels		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	-	-
- indirecte effecten	0/-	0/-
Kolonievogels		
- aanvaringen	0/-	0/-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0/-	0/-
- indirecte effecten	0/-	0/-
Trekvogels		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0/-	0/-
- habitatverlies	0	0
- indirecte effecten	0	0
Vleermuizen		
- aanvaringen	--/-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0	0
- indirecte effecten	+/-	+/-
Verwijderingsfase -		
Vogels		
- aanleg funderingen	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-
OVERALL BEOORDELING	**--**	**-**

Tabel 4.13b Effectbeoordeling van de verschillende alternatieven van Kavel IV op kolonievogels, lokale zeevogels, trekvogels en vleermuizen.

Effecten windpark	**Alternatief 1**	**Alternatief 2**
	95 * 4 MW ø 116 m	**38 * 10 MW ø 221 m**
Aanlegfase - Vogels		
- aanleg funderingen	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-
Gebruiksfase		
Lokale zeevogels		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	-	-
- indirecte effecten	0/-	0/-
Kolonievogels		
- aanvaringen	0/-	0/-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0/-	0/-
- indirecte effecten	0/-	0/-
Trekvogels		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0/-	0/-
- habitatverlies	0	0
- indirecte effecten	0	0
Vleermuizen		
- aanvaringen	--/-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0	0
- indirecte effecten	+/-	+/-
Verwijderingsfase -		
Vogels		
- aanleg funderingen	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-
OVERALL BEOORDELING	**--**	**-**

5 Mitigatie

5.1 Constructiefase

Mochten er effecten zijn van de aanleg en verwijdering van offshore windturbines dan vinden die alleen plaats in de maanden dat er relatief grote aantallen verstoringsgevoelige zeevogelsoorten in het gebied aanwezig zijn. Hoe vroeger in het jaar gebouwd wordt, hoe groter de verstoring zal zijn. Vanaf juni tot en met september is nauwelijks een effect op zeevogels te verwachten, omdat de meest verstoringsgevoelige soorten (alk en zeekoet, en eventueel ook duikers en zee-eenden) dan elders verblijven.

Om het effect van verlichting op vogels te minimaliseren zouden 's nachts aan boord van schepen minimale verlichting moeten worden toegepast, en dan idealiter ook gebruik worden gemaakt van verlichting met een 'vogelvriendelijke' kleur (zie §5.2 en Poot *et al.* 2008).

Een mogelijkheid om onderwatergeluid tijdens de aanleg te reduceren kan bereikt worden door de inzet van geluiddempende systemen tijdens het heien. Echter de effecten van geluid op vogels zijn onbekend en dus ook de noodzaak van deze maatregel.

5.2 Operationele fase

Uit hoofdstuk 4 blijkt dat Alternatief 2 de minste impact of vogels en vleermuizen heeft. Effecten van een windpark in windenergiegebied Borssele worden dus geminimaliseerd door zo weinig mogelijk grote turbines (minste aantal slachtoffers) op een zo klein mogelijk oppervlak (minste habitatverlies) neer te zetten. Daarnaast blijkt uit Bijlage V ook dat bij tweebladige turbines minder aanvaringsslachtoffers vallen dan bij driebladige turbines, indien dezelfde optimale rotorsneldheid en rotordiameter wordt gehanteerd. Tweebladige turbines hebben daarom de voorkeur als er gestreefd wordt om de aantallen aanvaringsslachtoffers te minimaliseren.

Onduidelijk is of verdere inrichtingsmaatregelen nog effect sorteren op zeevogels, omdat de mate van habitatverlies van verschillende configuraties van windturbines, de stimulus voor habitatverlies, alsook de mate waarin vogels uiteindelijk zullen wennen aan windturbines, nog niet goed bekend zijn. Eerder onderzoek suggereert wel dat de configuratie van het park, en dan met name de aanwezigheid van corridors, gunstig kan uitpakken voor sommige soorten. Aan de oostkust van Engeland bleken groepen ganzen bijvoorbeeld gebruik te maken van een corridor tussen twee opstellingen van windparken (Plonczkier & Simms 2012) en ook in OWEZ leken vogels liever het windpark te kruisen op plaatsen waar er alleen een enkele rij turbines stond en ook leken vogels een voorkeur te hebben om langs stilstaande turbines te vliegen in

tegenstelling tot langs draaiende turbines (Krijgsveld *et al.* 2011). Het is echter onbekend wat de minimale breedte van een ‘corridor’ zou moeten zijn.

Het effect van een alternatieve vorm van het windpark (bijv. langgerekt, vierkant, ruitvormig etc.) op risico's voor vogels is nauwelijks bekend. In theorie zou een langwerpige opstelling of een ruitvorm, waarvan de korte zijden c.q. de punten in de overwegende vliegrichting wijzen, het aanvaringsrisico beperken. Langs de kust overheerst de noord-zuid trek, maar hoe verder je uit de kust komt (zoals bij windenergiegebied Borssele het geval is), hoe belangrijker relatief gezien de oost-west trek (naar de Britse eilanden) wordt. De noord-zuid oriëntatie speelt dan een minder grote rol. Daarnaast ziet een ruitvorm er van boven uit alsof vogels die er op af vliegen hierlangs geleid zouden worden. Of dat zo werkt is niet bekend. Er is dus onvoldoende bekend om een bepaalde voor vogels gunstiger vorm van het windpark te adviseren. De onderlinge afstand tussen turbines lijkt uit eerder onderzoek wel van belang voor vermijdingsgedrag van vogels. Uit een vergelijkend onderzoek tussen OWEZ en PAWP lijkt naar voren te komen dat in parken met een hoge dichtheid aan turbines een grotere verstorende werking wordt gevonden dan in parken waar de turbines verder uit elkaar staan, echter ook andere factoren zoals turbinegrootte en minimale tiphoogte spelen mogelijk een rol (Leopold *et al.* 2010 & 2012).

Op grond van de resultaten van de Deense studies in Horns Rev en Nederlandse studies in OWEZ moet worden aangenomen dat het windpark, inclusief een zone van in ieder geval enkele honderden meters eromheen, gemeden zal worden door duikers, jan-van-gent en deels door alkachtigen, maar dat meeuwen en sterns er zullen blijven komen. Dit beperkte effect sluit een nadere fijnstelling aan de hand van verschillende inrichtingsalternatieven binnen het windpark uit; alleen op grotere afstand van het windpark kunnen inrichtingsalternatieven wellicht effect sorteren. Effecten van inrichtingsalternatieven als ashoogte, rotorlengte, draaisnelheid, kleur van de windturbines, verlichting aan of rond de windturbines of configuratie van de windturbines op verstoring van zeevogels, zijn onbekend. Op dit moment kan daarom alleen gesteld worden dat een groter ruimtebeslag vermoedelijk een navenant groter effect op de ter plaatse verblijvende zeevogels zal hebben. Configuraties die dus tot een groter ruimtebeslag leiden (gemeten als de omtrek rond de buitenste windturbines) zijn dus relatief ongunstig. Daarentegen is een groot oppervlak met weinig (grote) turbines mogelijk weer gunstiger doordat verstoring tussen turbines kleiner is en er mogelijk corridors ontstaan waar vogels wel tussendoor durven.

Wel is het aannemelijk, alhoewel dat (nog) niet direct ondersteund wordt door empirisch onderzoek, dat het vergroten van de detectiekans van turbines een vermindering van het aantal aanvaringsslachtoffers kan genereren. Echter deze zijn vogelsoort-specifiek en daarmee gebonden aan diverse beperkingen (May *et al.* 2015). Er zijn aanwijzingen dat de grootste kans op mogelijk succes wordt geboden door maatregelen zoals het aanbrengen van reflectors en lasers, maar ook akoestische waarschuwingssignalen. Direct licht is waarschijnlijk niet geschikt omdat dit ’s nachts, en dan met name tijdens mist, juist aantrekking tot gevolg heeft.

Voor passerende trekvogels kunnen verschillende inrichtingsalternatieven (ashoogte, rotorlengte, draaisnelheid, kleur van de turbines, verlichting aan of rond de windturbines of configuratie van de windturbines) wel een effect hebben, indien deze de detectiekans verhogen. Er zijn echter geen onderzoeksgegevens beschikbaar waaruit zou kunnen blijken welke van deze maatregelen een reële verbetering ten opzichte van een basisalternatief zou kunnen betekenen, echter aan diverse maatregelen zoals verlichting kleven weer andere nadelen zoals met betrekking tot aantrekking.

Onderzoek naar de verlichting van boorplatforms en het effect daarvan op (trek) vogels heeft aangetoond dat vogels worden aangetrokken door rood, geel en wit licht (Marquenie *et al.* 2009). Blauw licht werkt nauwelijks verstorend op de trek evenals groen licht; 80% van de vogels vliegt ongestoord verder (Poot *et al.* 2008, Van der Laar 2007). In tegenstelling tot blauw licht is groen licht ook geschikt om bij te werken en ook voor een windpark in windenergiegebied Borssele kan worden overwogen om dergelijke verlichting toe te passen. Hierbij gaat het echter, in tegenstelling tot de situatie op een offshore gasplatform, alleen om navigatieverlichting en niet (ook) om werkverlichting. Omdat de werkverlichting veel sterker is dan de navigatieverlichting, valt nog te bezien in hoeverre hier duidelijk winst te behalen valt. Er dient bovendien te worden nagegaan in hoeverre dit past binnen de IALA-richtlijnen (IALA 2008) en de wensen van het bevoegd gezag. De grootste winst is echter te behalen door de verlichting op de turbines tot een minimum te beperken. Het lijkt op voorhand zeker geen goed idee om de masten te verlichten (flood lights), tenzij met aangepaste lichtkleuren gewerkt kan worden. Wel kan de verlichting op (grote) werkschepen een probleem vormen als deze vogels aantrekt gedurende donkere nachten terwijl de windturbines draaien. Onderhoudswerkzaamheden dienen daarom 's nachts vermeden te worden, zeker gedurende de trekseizoenen.

Verder wordt tegenwoordig op land geexperimenteerd met een stilstandvoorziening tijdens piekmomenten van vogelactiviteit. Op momenten dat er veel vogels langskomen (gedetecteerd door visuele waarnemers, radar of camera's) worden automatisch turbines uitgeschakeld om aanvaringen te verminderen. Deze techniek wordt in enkele bestaande vergunning al voorgeschreven, echter staat nog in de kinderschoenen en wordt vooralsnog uitsluitend in testprojecten toegepast. Door Krijgsveld *et al.* 2015 is wel een overzicht gemaakt van het voorkomen van trekpieken boven de Noordzee en is een eerste inschatting gedaan van welk mitigerend effect een goedwerkende stilstand voorziening zou kunnen hebben. Uit deze analyse bleek dat trekpieken op rotorhoogte tijdens relatief weinig nachten per jaar voorkomen (gem. 10 nachten per jaar waarop meer dan 1,5% van de jaarlijkse flux doortrekt). Tijdens deze tien nachten komen gemiddeld 7 vogels per turbine per jaar in aanraking met turbines. Daarnaast hebben Krijgsveld *et al.* 2015 bepaald dat het gericht uitzetten van turbines tijdens trekpieken op 1,3% van de tijd (alle uren met meer dan 250 doortrekkende vogels per km per uur ~ een totaal van 109 uur per jaar) een 11% reductie in het totaal aantal aanvaringsslachtoffers kan opleveren.

De hoogste vleermuisactiviteit wordt tijdens rustige windomstandigheden gemeten. Om aanvaringen van trekkende vleermuizen met windturbines te verminderen is daarom de beste mitigatietechniek tegenwoordig om de opstartsnelheid (de laagste windsnelheid waarbij de rotors van een turbine beginnen te draaien) te verhogen. Daarnaast kan de hoek van de rotorbladen ook veranderd worden om tijdens lage windsnelheden de turbines minder operationeel te maken. Het is aangetoond dat deze veranderingen de vleermuissterfte met 44 - 93% kunnen verminderen (Baerwald *et al.* 2009).

Samenvattend zijn er diverse mogelijkheden om effecten van windturbine(parken) op vogels te beperken, met name in het geval van het beperken van aantallen aanvaringsslachtoffers (aantallen en grootte turbines, aantal bladen, vergroten detectiekans, stilstandvoorziening). Van grootste invloed op de aantallen slachtoffers onder alle vogelgroepen (lokale vogels (broedend en niet-broedend) en vogels op seizoenstrek) is de grootte en snelheid van de rotoren. Grotere, en daarmee minder turbines, veroorzaken in totaal minder slachtoffers. Aanpassingen aan de werkingstijd van turbines ("temporary shutdown") in combinatie met een detectie-systeem van verhoogde vogelactiviteit op rotor-hoogte ("early-warning stopping mechanism") biedt mogelijk ook kansen voor mitigatie van aanvaringseffecten tijdens piekmomenten van trek (May *et al.* 2015). Verder zijn er nog diverse maatregelen mogelijk om de detectiekans te vergroten, echter deze zijn vogelsoort-specifiek en daarmee gebonden aan diverse beperkingen (May *et al.* 2015). Hierbij kan worden gedacht aan verschillende typen stimuli die een reactie te weeg kunnen brengen bij vogels, echter de frequentie en intensiteit moet dermate onderscheidend zijn dat geen gewenning optreedt. De grootste kans op succes bieden maatregelen als het aanbrengen van reflectors en lasers, maar ook akoestische waarschuwingssignalen.

5.3 Verwijderingsfase

Mitigatie tijdens de uiteindelijke sloop ligt vooral in de timing van de sloop: niet slopen wanneer de dichtheden van verstoringsgevoelige soorten zeevogels hoog zijn, dus in najaar, winter en vroege voorjaar. Daarnaast kan wellicht een methode van slopen gevonden worden die relatief weinig geluid produceert of waarmee snel de klus geklaard kan worden.

Tevens is het ook van belang om net als tijdens de aanlegfase het effect van verlichting op vogels te minimaliseren door 's nachts aan boord van schepen minimale verlichting toe te passen en van een 'vogelvriendelijke' kleur (zie §5.2).

6 Cumulatieve effecten op vogels en vleermuizen

De effecten van een windpark in Kavel III of IV in windenergiegebied Borssele, die worden beschreven in hoofdstuk 4, moeten worden gezien in samenhang met effecten van andere initiatieven en gebruiksvormen in de Noordzee. Deze effecten kunnen namelijk cumuleren tot een omvangrijker effect dan uitsluitend de invloed van het beoordeelde windpark. In dit hoofdstuk worden deze cumulatieve effecten besproken.

In het verleden werden op basis van het werkdocument 'Wat telt mee voor Cumulatie' (Bugter *et al.* 2007) een inventarisatie gemaakt van de relevante activiteiten op de Noordzee die volgens de handreiking in ieder geval in de beoordeling van cumulatieve effecten moesten worden meegenomen. Hieronder vielen bijvoorbeeld bestaande windparken, vergunde windparken, aanleg van de Tweede Maasvlakte, mosselzaadvanginstallaties, offshore mijnbouw (olie- en gaswinning, CO_2 opslag), kabels en pijpleidingen, zand-, grind- en schelpenwinning, baggerstort, militaire activiteiten en oefeningen en munitiestortgebieden, scheepvaart (recreatievaart, bestemmingsverkeer, ankergebieden, clearways, scheepvaartroutes), beroeps- en sportvisserij, luchtverkeer inclusief offshore helikopteroperaties, telecommunicatie en recreatie & toerisme. Uitdrukkelijk maken ontwikkelingen op land geen deel uit van de bepaling van cumulatieve effecten in geval van infrastructurele ingrepen op de Noordzee.

Een heel aantal van bovenstaande activiteiten zijn niet MER-plichtig en effecten zijn niet eerder gekwantificeerd. Echter van een heel aantal activiteiten is van tevoren al vast te stellen dat de effecten te verwaarlozen zijn als het gaat om cumulatie met offshore windparken. Door uiteenlopende oorzaken (vermijding door zichtbaarheid, klein ruimtebeslag) zijn effecten op vogels en vleermuizen door aanvaringen en barrierewerking voor de meeste bovenstaande activiteiten uit te sluiten, uitgezonderd natuurlijk voor de bestaande, vergunde en geplande windparken. Daarnaast zorgen enkele activiteiten voor verstoring van vogels, echter in de meeste gevallen is deze verstoring tijdelijk van aard en is het ruimtebeslag verwaarloosbaar. Intensieve scheepvaart langs vaste routes zorgt wel voor habitatverlies van relevante mate van bepaalde gebieden.

In het zogeheten SER-akkoord heeft de Nederlandse overheid bepaald dat in 2023 offshore windparken met een capaciteit van 4450 MW moet zijn geïnstalleerd. Om dit te behalen is in 2015 afgesproken om een totaal van 3450 MW aan offshore wind te plannen in 10 nieuwe parken op het Nederlands Continentaal Plat (NCP). Daarnaast zijn er ook in de omringende landen uitgebreide en vergevorderde plannen voor de installatie van vele offshore windmolenparken. Al deze parken hebben effecten op (zee)vogels en vleermuizen in de zuidelijke Noordzee.

In het Kader Ecologie en Cumulatie hebben Rijkswaterstaat (2015), Leopold *et al.* (2014) en Van der Wal *et al.* (2015) in detail gekeken naar de cumulatieve effecten van windenergie in de zuidelijke Noordzee op vogels en vleermuizen, waaronder de effecten van de kavels in Windenergiegebied Borssele. De afbakening van dit gebied is afgesproken in overleg met Rijkswaterstaat Zee en Delta, en omvat dus niet uitsluitend het NCP maar ook de delen van de zuidelijke Noordzee die binnen de territoriale grenzen vallen van de ons omringende landen. Rijkswaterstaat (2015), Leopold *et al.* (2015) en Van der Wal *et al.* (2015) hebben primair gekeken naar sterfte door aanvaringen (directe mortaliteit van vogels en vleermuizen) en habitatverlies (indirecte mortaliteit van vogels) door bestaande, in aanbouw zijnde, vergunde en geplande windparken. Daarnaast is ook sterfte door habitatverlies door scheepvaart meegenomen. De effecten van verstoring en daarmee gepaard gaand habitatverlies zijn veel moeilijker te kwalificeren, echter met toenemende aantallen turbines neemt ook de 'vrije' ruimte voor verstoringsgevoelige soorten af. Daarnaast zijn ook de effecten van scheepvaart, die meer geconcentreerd wordt door de aanwezigheid van grote aantallen windturbines, moeilijk in te schatten. Met name in het Belgische en Nederlandse deel van de Noordzee zal de verstoringsdruk van schepen buiten de windparken sterk toenemen. Het is echter wel zo dat minder windparken gebouwd worden in de gebieden die in sterke mate belangrijk zijn voor scheepvaartgevoelige soorten zoals duikers, futen en zee-eenden. Barrièrewerking als potentieel derde effect wordt in de Nederlandse situatie als verwaarloosbaar veronderstelt (zie ook Rijkswaterstaat 2015). Overige activiteiten worden als bestaand gebruik beschouwd en zijn niet verder in de analyse meegenomen (zie ook Rijkswaterstaat 2015).

Ook in het MER voor Kavel III of IV in windenergiegebied Borssele moet worden gekeken naar de effecten van dit initiatief in cumulatie met andere initiatieven en plannen in de zuidelijke Noordzee. Dit komt dus sterk overeen met het werk van Rijkswaterstaat (2015), Leopold *et al.* (2015)en Van der Wal *et al.* (2015) . Echter, er zijn voor vogels een aantal duidelijke verschillen, namelijk dat door Rijkswaterstaat (2015), Leopold *et al.* (2015)en Van der Wal *et al.* (2015) andere input data worden gebruikt voor de berekening van aantallen aanvaringsslachtoffers, namelijk *gemodelleerde* dichtheidsgegevens op basis van ESAS-tellingen vanaf schepen en vliegtuigen en het MWTL-programma vanuit vliegtuigen. In het geval van windenergiegebied Borssele zijn deze dichtheden iets hoger dan de *gemeten* dichtheden uit de tellingen van Vanermen *et al.* (2013). De effecten van een windpark in Kavel III of IV in windenergiegebied Borssele zoals beschreven in Hoofdstuk 4 zijn dan ook iets kleiner dan waarmee door Rijkswaterstaat (2015), Leopold *et al.* (2015)en Van der Wal *et al.* (2015) voor de Kavels in Borssele wordt gerekend.

Om consistentie te behouden tussen de twee rapporten wordt in dit hoofdstuk niet gerekend met de aantallen slachtoffers die werden bepaald in Hoofdstuk 4, maar is dit hoofdstuk een vertaling van de door Rijkswaterstaat (2015), Leopold *et al.* (2015) en Van der Wal *et al.* (2015) gevonden resultaten. Dit zijn de gecumuleerde effecten van ongeveer 106 initiatieven die momenteel in de internationale zuidelijke Noordzee

(NCP plus België, Duitsland, Denemarken en het Verenigd Koninkrijk) aanwezig of gepland zijn voor 2023. Deze effecten worden vervolgens afgewogen met de Potential Biological Removal (PBR) van een bepaalde soort. In dit achtergrondrapport worden zowel de cumulatieve slachtoffers in de zuidelijke Noordzee afgezet tegen de PBR van de populatie van de zuidelijke Noordzee (cf. Leopold *et al.* 2015, Rijkswaterstaat 2015, Van der Wal *et al.* 2015) als de cumulatieve slachtoffers in de Nederlandse Noordzee afgezet tegen de PBR van de Nederlandse populatie. Dit laatste kan de Nederlandse broedpopulatie zijn (bijvoorbeeld in het geval van kleine mantelmeeuw) of de overwinterende Nederlandse Noordzee populatie (bijvoorbeeld in het geval van grote mantelmeeuw; data afkomstig uit Poot *et al.* 2013a, of in het geval van de zilvermeeuw de data afkomstig van SOVON 2015).

6.1 Vogels

6.1.1 Lokaal verblijvende vogels

Door Rijkswaterstaat (2015), Leopold *et al.* (2015) en Van der Wal *et al.* (2015) zijn met behulp van het extended Band-model (Band 2012, zie Bijlage IV) aanvaringsslachtoffers bepaald voor alle 106 windparken in de Zuidelijke Noordzee samen. Daarnaast zijn binnen de windparken dichtheden bepaald van soorten om de sterfte door habitatverlies te berekenen (10% van de verstoorde (=aanwezige) vogels sterfte conform Bradbury *et al.* (2014), zie ook Rijkswaterstaat 2015). Deze twee mortaliteitsbronnen zijn meegenomen in de bepaling van cumulatieve aantallen slachtoffers.

De totale aantallen slachtoffers als gevolg van windenergie worden afgewogen tegen de Potential Biological Removal (PBR) van een individuele soort. Dit is het aantal vogels dat door sterfte uit een populatie (in deze analyse de populatie van de Nederlandse Noordzee of die van de zuidelijke Noordzee) kan worden weggenomen om deze populatie niet te laten uitsterven.

Uit Rijkswaterstaat (2015), Leopold *et al.* (2015) en Van der Wal *et al.* (2015) blijkt dat, met uitzondering van de grote meeuwen (grote mantelmeeuw, kleine mantelmeeuw en zilvermeeuw), voor alle zeevogelsoorten die regelmatig voorkomen in de zuidelijke Noordzee de cumulatieve aantallen slachtoffers voor de gehele zuideljijke Noordzee onder de soortspecifieke PBR waarden voor de zuidelijke Noordzee blijven. Een correctie voor realistische windturbinegroottes in de bestaande en geplande windparken liet een aanzienlijke daling in het aantal slachtoffers onder de drie grote meeuwensoorten zien (Gyimesi & Fijn 2015b). Echter voor één soort, de kleine mantelmeeuw, bleken de berekende aantallen slachtoffers in de zuidelijke Noordzee nog steeds de PBR-norm te overstijgen (123%) (tabel 6.1).

Tabel 6.1 Mortaliteit (door aanvaringen en habitatverlies) als gevolg van windturbines in de zuidelijke Noordzee (cf. Rijkswaterstaat 2015 en variant 1 in Gyimesi & Fijn 2015b), ook uitgedrukt als fractie van PBR van de zuidelijke Noordzee populatie voor zeevogels (lokaal en trekkend), waarvan deze fractie boven de 0,01 ligt (Rijkswaterstaat 2015). Ter vergelijking zijn de maximale slachtofferaantallen (door aanvaringen en habitatverlies) bij Alternatief 1 van Kavel III en IV (tabel 4.2a, b, 4.6 en 4.7) ook weergegeven.

Soort	Slachtoffers Kavel III / Kavel IV Borssele	Cumulatief # slachtoffers door aanvaringen	Cumulatief # slachtoffers door habitatverlies	PBR	Fractie sterfte tov PBR
kleine mantelmeeuw	136 / 24	9.160	246	7.560[3]	1,2
grote mantelmeeuw	40 / 5	3.163	99	4.144[3]	0,8
zilvermeeuw	16 / 4	3.188	43	4.184[3]	0,8
jan-van-gent	24 / 25	1.451	105	5.245[4]	0,3
drieteenmeeuw	36 / 13	3.639	731	16.473[4]	0,3
duiker spec.	0 / 0	130	123	1.557[3]	0,2
grote jager	0 / 0	12	3	120[4]	0,1
dwergmeeuw	4 / 3	295	18	3.971[2]	0,1
stormmeeuw	22 / 3	1.353	66	22.534[3]	0,1
grote stern	2 / 0	133	11	2.378[3]	0,1
dwergstern	0 / 0	1	0	39[3]	0,03

[1] Poot *et al.* 2013a
[2] SOVON 2015
[3] BirdLife International 2004
[4] Mitchell *et al.* 2004

Naast de zuidelijke Noordzee populatie worden in dit achtergronddocument ook de aantallen slachtoffers in de Nederlandse parken (OWEZ, PAWP, ENECO Luchterduinen, Gemini Oost, Gemini West, en de SER parken (1-10)) afgezet tegen de PBR van de Nederlandse populaties (broed- of overwinteringspopulatie; tabel 6.2). De keuze voor welke populatieschatting wordt bepaald door de betrouwbaarheid van de schatting conform de door Poot *et al.* 2013 geidentificeerde kwaliteitsbeperking van meeuwen aan de kust. Uitsluitend kijkend naar het cumulatieve effect van de Nederlandse parken op de Nederlandse populatie blijven alle soorten onder de PBR-norm, terwijl het aantal slachtoffers bij de zilvermeeuw grofweg op de PBR-norm uitkomt (103%) (tabel 6.2). Voor deze soort wordt om de worst-case te waarborgen een strenge PBR-norm gehanteerd (zie Rijkswaterstaat 2015), vanwege de afnemende populatie van deze soort.

Tabel 6.2 Mortaliteit (door aanvaringen en habitatverlies) als gevolg van windturbines in de Nederlandse Noordzee (cf. Rijkswaterstaat 2015 en variant 1 in Gyimesi & Fijn 2015b), ook uitgedrukt als fractie van PBR van de Nederlandse populatie voor zeevogels waarvan deze fractie in het KEC boven de 0,01 ligt (Rijkswaterstaat 2015). Ter vergelijking zijn de maximale aantallen slachtoffers (door aanvaringen en habitatverlies) bij Alternatief 1 van Kavel III en IV (tabel 4.2a, b 4.6 en 4.7) ook weergegeven.

Soort	Slachtoffers Kavel III / Kavel IV Borssele	Cumulatief # slachtoffers door aanvaringen NL parken	Cumulatief # slachtoffers door habitatverlies NL parken	NL-PBR	Fractie sterfte tov NL-PBR
zilvermeeuw	16 / 4	731	10	720[2]	1,0
kleine mantelmeeuw	136 / 24	1.486	26	2.802[1]	0,5
jan-van-gent	24 / 25	247	7	527[1]	0,5
grote mantelmeeuw	40 / 5	342	5	813[1]	0,4
duiker spec.	0 / 0	42	3	137[1]	0,3
stormmeeuw	22 / 3	278	12	1.305[1]	0,2
drieteenmeeuw	36 / 13	458	26	3.048[1]	0,2
dwergstern	0 / 0	1	0	9[2]	0,1
dwergmeeuw	4 / 3	92	7	1.269[1]	0,1
grote stern	2 / 0	22	3	1.298[1]	0,02
grote jager	0 / 0	0	0	67[2]	0,00

[1] Poot *et al.* 2013a
[2] SOVON 2015

Conclusie

Enkele tientallen tot duizenden slachtoffers van verschillende soorten zeevogels zullen vallen als gevolg van cumulatie met een windpark in Kavel III of IV in windenergiegebied Borssele (Leopold *et al.* 2015, Rijkswaterstaat 2015). In de KEC documenten (Rijkswaterstaat 2015) kwam naar voren dat op basis van de worst-case scenario met 3 MW turbines, de cumulatieve sterfte onder kleine mantelmeeuwen, zilvermeeuwen en grote mantelmeeuwen als gevolg van aanvaringen met en habitatverlies door alle (toekomstige) windparken in de zuidelijke Noordzee in cumulatie met scheepvaart, niet binnen de PBR blijft, en dat daarmee nog niet met zekerheid kan worden gezegd dat de gecumuleerde effecten niet zullen leiden tot het uitsterven van deze soorten in de Zuidelijke Noordzee. Als er in de berekeningen realistische windturbinetypes worden gebruikt voor de bestaande en geplande windparken in de zuidelijke Noordzee, blijft alleen het aantal slachtoffers bij de kleine mantelmeeuw boven de PBR-norm ligge (Gyimesi & Fijn 2015b). Toetsen we de aantallen slachtoffers als gevolg van Nederlandse parken aan de Nederlandse PBR-norm dan blijven de gecumuleerde aantallen slachtoffers onder of op de PBR-norm van de grote meeuwensoorten, waardoor wel met zekerheid kan worden gezegd dat deze populaties veerkrachtig genoegd zijn om deze additionele sterfte op te vangen.

6.1.2 Broedende kolonievogels

Kavel III en IV liggen buiten bereik van de meeste broedkolonies, alleen broedende noordse stormvogels (niet uit Nederlandse broedgebieden), kleine mantelmeeuwen,

zilvermeeuwen, grote mantelmeeuwen (niet uit NL), stormmeeuwen en grote sterns kunnen de lokatie bereiken.

Van de broedvogels binnen Natura 2000-gebieden hebben alleen kleine mantelmeeuwen (uit het VK en NL) en grote sterns (uit NL en BEL) het windenergiegebied Borssele binnen bereik. Voor de vogels uit de Nederlandse Natura 2000-gebieden speelt alleen cumulatie van Kavel I, II, III en IV van windenergiegebied Borssele en de Belgische windparken. Het gaat hierbij om een oppervlak en aantal turbines dat ongeveer 5 keer zo groot is als een afzonderlijk Kavel in windenergiegebied Borssele. Voor de vogels uit het Verenigd Koninkrijk speelt daarnaast cumulatie met enkele windparken in Engelse wateren. De grootte van deze parken is eenzelfde ordegrootte.

Slachtofferschattingen kleine mantelmeeuwen
De maximale aantallen slachtoffers onder kleine mantelmeeuwen uit Natura 2000-kolonies zijn klein (0,68 slachtoffer per jaar uit Orford Ness en 0,62 uit het Veerse Meer in Kavel III en 0 slachtoffer in Kavel IV). In cumulatie zouden vanuit de kolonie in Orford Ness ongeveer 7 slachtoffers vallen en uit het Veerse Meer ongeveer 3 slachtoffers per jaar.

Conclusie kleine mantelmeeuwen Orford Ness
Maximaal 7 slachtoffers onder kleine mantelmeeuwen in Orford Ness betekent een additionele sterfte van 3,4% van de jaarlijkse sterfte veroorzaakt door een windpark in Kavel III en IV in windenergiegebied Borssele in cumulatie met andere windmolenparken in de Zuidelijke Noordzee.

Volgens het aangehouden significantie criterium leidt dit mogelijk tot significante effecten op de huidige populatie van het Natura 2000-gebied Alde/Ore estuary, temeer omdat de huidige populatiegrootte van deze kolonie ruim onder het instandhoudingsdoel zit. Dit laatste vindt zijn oorzaak echter waarschijnlijk niet in een te hoog sterftecijfer, maar wordt door andere factoren, zoals bijvoorbeeld de hoeveelheid geschikt broedhabitat in de kolonie zelf of in nabije concurrerende kolonies, lokale predatie van eieren en kuikens, verstoring door mensen, of voedselbeschikbaarheid bepaald (zie beheerplan gebied: Natural England, 2014).

Aanvullend is door Lensink & van Horssen (2012) een populatiemodel ontwikkeld voor de kleine mantelmeeuw waarmee het effect van additionele sterfte ten gevolge van aanvaringen met windturbines op zee op de Nederlandse (broed)populatie(s) van de kleine mantelmeeuw is onderzocht. Er zijn geen aanwijzingen dat dit model niet toepasbaar is voor de Engelse situatie. De uitkomsten uit dit model laten zien dat een jaarlijkse additionele sterfte die aanzienlijk hoger ligt dan de 1%-mortaliteitsnorm, leidt tot slechts een zeer beperkte afname in de populatiegrootte en niet tot een blijvend dalende trend. Voor de kleine mantelmeeuw lijkt een aandeel floaters in de populatie van 40% realistisch (Gyimesi & Lensink 2012; Lensink & van Horssen 2012). Dit betekent dat bij een additionele sterfte die ruim 10% van de jaarlijkse natuurlijke

sterfte bedraagt de broedpopulatie van de kleine mantelmeeuwen stabiliseert op een niveau dat minder dan 3% lager ligt dan het uitgangsniveau.

Op basis hiervan kan worden geconcludeerd dat significant negatieve effecten door aanvaringen op broedende kleine mantelmeeuwen binnen Natura 2000-gebied Alde/Ore estuary zijn uit te sluiten.

Conclusie kleine mantelmeeuwen Veerse Meer
Maximaal 3 slachtoffers onder kleine mantelmeeuwen in Orford Ness betekent een additionele sterfte van 1,7% van de jaarlijkse sterfte veroorzaakt door een windpark in Kavel III en IV in windenergiegebied Borssele in cumulatie met andere windmolenparken in de Zuidelijke Noordzee.

Volgens het aangehouden significantie criterium leidt dit mogelijk tot significante effecten op de huidige populatie van het Natura 2000-gebied Veerse Meer. Echter de populatie in dit gebied zit ver boven het instandhoudingsdoel waardoor een additionele mortaliteit boven de 1% norm niet automatisch betekent dat er significant negatieve effecten zijn op de daar broedende populatie.

Dit is ook geillustreerd door door Lensink & van Horssen (2012) in een populatiemodel voor de kleine mantelmeeuw waarmee het effect van additionele sterfte ten gevolge van aanvaringen met windturbines op zee op de Nederlandse (broed)populatie(s) van de kleine mantelmeeuw is onderzocht. De uitkomsten uit dit model laten zien dat een jaarlijkse additionele sterfte die aanzienlijk hoger ligt dan de 1%-mortaliteitsnorm, leidt tot slechts een zeer beperkte afname in de populatiegrootte en niet tot een blijvend dalende trend. Voor de kleine mantelmeeuw lijkt een aandeel floaters in de populatie van 40% realistisch (Gyimesi & Lensink 2012; Lensink & van Horssen 2012). Dit betekent dat bij een additionele sterfte die ruim 10% van de jaarlijkse natuurlijke sterfte bedraagt de broedpopulatie van de kleine mantelmeeuwen stabiliseert op een niveau dat minder dan 3% lager ligt dan het uitgangsniveau.

Op basis hiervan kan worden geconcludeerd dat significant negatieve effecten door aanvaringen op broedende kleine mantelmeeuwen binnen Natura 2000-gebied Veerse Meer zijn uit te sluiten.

Slachtofferschattingen grote sterns
De maximale aantallen slachtoffers onder grote sterns uit Natura 2000-kolonies zijn klein (0,82 slachtoffer per jaar uit Westerschelde & Saeftinghe en 0,02 uit Zeebrugge voor Kavel III en 0 slachtoffer voor Kavel IV). In cumulatie zouden ongeveer 5 slachtoffers vallen op de Hooge Platen (Westerschelde & Saeftinghe) en 1 slachtoffer per 10 jaar in Zeebrugge.

Conclusie grote sterns Hooge Platen
Maximaal 5 slachtoffers onder grote sterns op de Hooge Platen betekent een additionele sterfte van 1,1% van de jaarlijkse sterfte veroorzaakt door een windpark in

Kavel III of IV in windenergiegebied Borssele in cumulatie met andere windmolenparken in de Zuidelijke Noordzee.

Volgens het aangehouden significantie criterium zijn significante effecten op de huidige populatie van het Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe niet uit te sluiten temeer omdat de huidige populatiegrootte van deze kolonie ruim onder het instandhoudingsdoel zit. Echter dit doel is een regiodoel en door het nomadische karakter van de soort zijn doelen voor grote sterns zeer moeilijk te bepalen. Verder is de reden dat het huidige populatieniveau onder het instandhoudingsdoel ligt niet in een te hoog sterftecijfer, maar wordt door andere factoren zoals bijvoorbeeld de hoeveelheid geschikt broedhabitat in de kolonie zelf of in nabije concurrerende kolonies, lokale predatie van eieren en kuikens, verstoring door mensen, of voedselbeschikbaarheid bepaald (eigen onderzoek Bureau Waardenburg in het kader van PMR-NCMV2).

Op basis hiervan kan worden beredeneerd dat significant negatieve effecten door aanvaringen op broedende grote sterns binnen Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe toch zijn uit te sluiten.

Conclusie grote sterns Zeebrugge
Maximaal 0,1 slachtoffer onder grote sterns in Zeebrugge betekent een additionele sterfte van 1,2% van de jaarlijkse sterfte veroorzaakt door een windpark in Kavel III of IV in windenergiegebied Borssele in cumulatie met andere windmolenparken in de Zuidelijke Noordzee.

Volgens het aangehouden significantie criterium zijn significante effecten op de huidige populatie van het Natura 2000-gebied Zeebrugge niet uit te sluiten temeer omdat de huidige populatiegrootte van deze kolonie ruim onder het instandhoudingsdoel zit. Echter de reden dat het huidige populatieniveau onder het instandhoudingsdoel ligt niet in een te hoog sterftecijfer op zee, maar met name door lokale predatie van eieren en kuikens door een vos in de kolonie (pers.comm. Instituut voor Natuur en Bos Onderzoek Brussel – Eric Stienen, Wouter Courtens).

Op basis hiervan kan worden beredeneerd dat significant negatieve effecten door aanvaringen op broedende grote sterns binnen Natura 2000-gebied Zeebrugge toch zijn uit te sluiten.

6.1.3 Vogels tijdens seizoenstrek

Naast (trekkende) zeevogels vallen ook slachtoffers onder trekkende watervogels en landvogels als gevolg van een windpark in Kavel III of IV in windenergiegebied Borssele en in cumulatie met andere windpark initiatieven in de zuidelijke Noordzee. Voor trekvogels zijn effecten als gevolg van habitatverlies en scheepvaart niet aan de orde en daarmee uit te sluiten. Barrièrewerking speelt evenmin een rol bij trekvogesl die grote afstanden afleggen tijdens de seizoenstrek (b.v. Masden *et al.* 2009).

In opdracht van Rijkswaterstaat (2015) is met behulp van het extended Band-model (Band 2012, zie Bijlage IV) bepaald dat voor alle soorten de cumulatieve aantallen aanvaringsslachtoffers onder de PBR van de internationale populatie blijven. Deze slachtoffers worden allemaal ondervangen door dichtheidsafhankelijkheid in o.a. reproductie en populatieniveaus dalen daarmee niet als gevolg van deze additionele mortaliteit. Voor 7 soorten is de voorspelde mortaliteit hoger dan 5% van de PBR (tabel 6.2).

Met name in het geval van kleine zwaan is een dergelijke sterfte substantieel aangezien dit een soort is met een zeer beperkte en afnemende biogeografische populatie. Een dergelijke additionele sterfte bovenop eventuele sterfte en habitatverlies in gebieden op land als gevolg van windparken maar ook andere bronnen van sterfte, kan potentieel de gunstige staat van instandhouding van deze soort in gevaar brengen. Echter met name bij de berekeningen van aantallen aanvaringslachtoffers bij trekvogels is uitgegaan van een conservatieve benadering (o.a. 50% van de flux op rotorhoogte).

Tabel 6.2 Mortaliteit als gevolg van windturbines, berekend met het extended Band model, als fractie van PBR voor de trekvogels waarvan deze fractie boven de 0,05 ligt.

Soort	Fractie van PBR
wulp	0,60
zwarte stern	0,52
kleine zwaan	0,44
drieteenstrandloper	0,21
spreeuw	0,12
kanoet	0,11
grutto	0,06

In tegenstelling tot lokaal verblijvende zeevogels (zie §6.1.1) wordt hier geen Nederlandse PBR voor trekvogels berekend omdat ‘de’ *Nederlandse* populatie van trekvogelsoorten niet te bepalen is. De meeste slachtoffers onder trekvogels (zoals de soorten uit tabel 6.2) vallen onder vogels die Nederland passeren in de trektijd (voorjaar en najaar) tijdens hun seizoenstrek tussen broed- en overwinteringsgebieden. Deze slachtoffers zijn dus afkomstig uit de hele flyway populatie. Er is geen onderscheid te maken welke van deze vogels afkomstig is uit Nederland en welke uit het buitenland (bijvoorbeeld het noorden/noordoosten Scandinavië, Rusland, waar veel trekvogelsoorten vandaan komen). Daarom is ook besloten om te toetsen aan de flyway populatie en daarvoor een PBR te berekenen.

Een uitzondering vormen de trekvogelsoorten die Nederland als uiteindelijk overwinteringsgebied gebruiken, met een bekend aantal vogels van de fly-way populatie. Van de soorten in tabel 6.2 is dit alleen de kleine zwaan. In Nederland overwintert jaarlijks 48 – 82% van de flyway populatie die ongeveer 18.000 vogels bedraagt (Nagy *et al.* 2012). Op basis van het gemiddelde seizoensmaximum in de winter (9.440) in de laatst beschikbare vijf jaar periode (2007 – 2012; bron: SOVON) is in de afgelopen periode de fractie kleine zwanen van de flyway populatie in Nederland

aan de lage kant. Mogelijk door klimaatverandering overwinteren steeds meer kleine zwanen dichterbij de broedgebieden, en dus ten oosten van Nederland. De kleinste Nederlandse populatie kan als worst-case scenario voor het aantal aanvaringslachtoffers ten opzichte van een Nederlandse PBR beschouwd worden. De PBR voor deze populatie komt uit op 69 vogels. In de Nederlandse offshore windparken zullen jaarlijks 8 kleine zwanen als slachtoffer vallen door aanvaring met een turbine, oftwel 12% van de PBR van de in Nederland overwinterende kleine zwanen.

Conclusie
Enkele tientallen tot duizenden slachtoffers van verschillende soorten trekvogels zullen vallen als gevolg van cumulatie met een windpark in Kavel III of IV in windenergiegebied Borssele (Rijkswaterstaat 2015, Gyimesi & Fijn 2015a). Het is aannemelijk dat de cumulatieve sterfte onder trekvogels als gevolg aanvaringen met alle (toekomstige) windturbines in de zuidelijke Noordzee voor alle soorten binnen PBR blijft. Bij de kleine zwaan wordt 44% van de internationale PBR en 12% van de Nederlandse PBR behaald door offshore windparken op basis van de huidige conservatieve benadering.

6.2 Vleermuizen

Over vleermuizen is veel minder informatie beschikbaar dan over vogels. Dat vleermuizen over de Noordzee vliegen staat vast, echter de aantallen, de populatiegroottes waarvan deze dieren afkomstig zijn en hun gedrag offshore zijn onbekend. Ruige dwergvleermuis, rosse vleermuis en tweekleurige vleermuis zijn de drie soorten die door hun voorkomen op de Noordzee potentieel negatief beinvloed kunnen worden door offshore windmolenparken, echter een vergroting van de monitoringsinspanning is noodzakelijk om kwantitatieve uitspraken te doen over effecten. Op basis van enkele aannames zullen de effecten het kleinst zijn op de rosse vleermuis. Voor ruige dwergvleermuis en tweekleurige vleermuis is de informatie aangaande de grootte van bronpopulaties dermate ontoereikend dat een realistische inschatting van effecten niet mogelijk is.

In opdracht van Rijkswaterstaat (2015) zijn voor de verschillende soorten vleermuizen een inschatting gedaan in hoeverre de verwachte aantallen aanvaringslachtoffers de PBR van populaties van deze soorten zullen overschrijden. Deze PBR waarden zijn gebaseerd op soortspecifieke populatiegroeicurves en minimum populatieschattingen per soort. Dit kon uitsluitend worden gedaan voor de ruige dwergvleermuis en de rosse vleermuis. Voor de andere soorten is er niet genoeg data beschikbaar om betekenisvolle uitspraken te doen. Dit leidde tot PBR waarden van 1905 ruige dwergvleermuizen voor de populaties uit Letland, Litouwen, Polen en Zweden, en 4089 rosse vleermuizen uit Letland, Polen en Zweden. De cumulatieve aantallen slachtoffers onder ruige dwergvleermuizen (7.700 volgens Rijkswaterstaat 2015) zouden daarmee ver boven de PBR liggen, terwijl die van rosse vleermuis (200 zie Rijkswaterstaat 2015) hieronder liggen. Echter de belangrijkste conclusie van

Rijkswaterstaat (2015) is dat door een gebrek aan data voor beide soorten significant negatieve effecten niet zijn uit te sluiten.

Het is niet mogelijk om in het geval van vleermuizen de Nederlandse PBR te gebruiken conform de aanpak bij vogels. We hebben namelijk een schatting van het aantal ruige dwergvleermuizen dat in Nederland zit in de nazomer, echter maar een deel van deze dieren trekt daadwerkelijk weg, en maar een klein deel daarvan naar Engeland. Hoe groot deze delen zijn is onbekend. Voor de rosse vleermuis is het helemaal niet mogelijk want de Nederlandse populatie trekt helemaal niet weg. Degene die trekken komen van buiten Nederland.

Conclusie
Op dit moment zijn geen harde uitspraken zijn te doen over cumulatieve effecten van een windpark in Kavel III of IV in windenergiegebied Borssele en ander offshore windparken in de zuidelijke Noordzee. Gebaseerd op de huidige kennis, en dan vooral het ontbreken van goede informatie over het voorkomen van vleermuizen op de Noordzee enerzijds en het ontbreken van betrouwbare schattingen van populatiegroottes anderzijds, is het niet uit te sluiten dat in het worst-case scenario negatieve effecten op de gunstige staat van instandhouding van sommige vleermuispopulaties zullen optreden.

7 Literatuur

Ahlén, I., L. Bach, H.J. Baagøe & J. Pettersson, 2007. Bats and offshore wind turbines studied in southern Scandinavia. Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm.

Ahlén, I., H.J. Baagøe & L. Bach, 2009. Behavior of Scandinavian bats during migration and foraging at sea. Journal of Mammalogy 90(6): 1318-1323.

Arts, F.A. & C.M. Berrevoets, 2005. Monitoring van zeevogels en zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat 1991-2005. Rapport RIKZ/2005.032, Middelburg.

Arts, F.A. 2013. Trends en verspreiding van zeevogels en zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat 1991 – 2012. RWS-Centrale Informatievoorziening BM 13.28, Lelystad.

Bach, P., L. Bach & K. Ekschmitt, 2014. "Bat activities and bat fatalities at different wind farms in North-west Germany." in XIIIth European Bat Reseach Symposium, Sibenik, Croatia.

Baerwald, E.F., G.H. D'Amours, B.J. Klug & R.M.R. Barclay, 2008. Barotrauma is a significant cause of bat fatalities at wind turbines. Current Biology 18: R695-696.

Band, W., 2000. Windfarm and birds: calculating a theoretical collision risk assuming no avoiding action. Scottish natural herritage Guidance Note.

Band, W., 2012. Using a collision risk model to assess bird collision risks for offshore windfarms. Strategic Ornithological Support Services (SOSS).

Band, W., M. Madders & D.P. Whitfield, 2007. Developing field and analytical methods to assess avian collision risk at wind farms. M. de Lucas, G.F.E. Janss & M. Ferrer. Birds and Wind Farms: Risk Assessment and Mitigation. Blz. 259-275. Quercus. Madrid.

Baptist H.J.M. & P.A. Wolf, 1993. Atlas van de vogels van het Nederlands Continentaal Plat. Rapport DGW-93.013, Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren & Nederlands Instituut voor Oecologisch Onderzoek, Middelburg, Yerseke.

Barclay, R.M.R., E.F. Baerwald & J.C. Gruver, 2007. Variation in bat and bird fatalities at wind energy facilities: assessing the effects of rotor size and tower height. Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie 85(3): 381-387.

Barton, C. & C. Pollock 2009. Study to evaluate the significance of impact of UK offshore installations on migratory birds. Cork Ecology publication, Cork, Ireland.

Bat Conservation Trust, 2010. Nathusius pipistrelle *Pipistrellus nathusii*. www.bats.org.uk.

Bells, L., 1952. Fifteen years of bat banding in the Netherlands. Publicaties van het Natuurhistorisch genootschap Limburg reeks V. Maastricht.

Berrevoets, C.M. & F.A. Arts, 2001. Ruimtelijke analyses van zeevogels: verspreiding van de Noordse stormvogel op het Nederlands Continentaal Plaat. Rapport RIKZ = Report RIKZ, 2001.024. Ministerie van Verkeer en Waterstaat. Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ): Middelburg. ISBN 90-369-3495-8. 54 pp.

Berrevoets, C.M. & F.A. Arts, 2002. Ruimtelijke analyses van zeevogels: verspreiding van Alk/Zeekoet op het Nederlands Continentaal Plat. Rapport RIKZ = Report RIKZ, 2002.039. Rijksinstituut voor Kust en Zee: Middelburg. 37 pp.

Berrevoets, C.M. & F.A. Arts, 2003. Midwintertelling van zee-eenden in de Waddenzee en de Nederlandse kustwateren, januari 2003. Rapport RIKZ = Report RIKZ, 2003(8). Rijksinstituut voor Kust en Zee: Middelburg. 21 pp.

Bijlsma R.G. F. Hustings & C.J. Camphuysen 2001. Algemene en Schaarse Vogels van Nederland (Avifauna van Nederland 2). GMB Uitgeverij/KNNV Uitgeverij, Haarlem/Utrecht.

BirdLife International 2004. Birds in Europe, population estimates, trends and conservation status. BirdLife Conservtaion Series No. 12

Boshamer, J.P.C., & 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: 17-36.

Bouma S., & W. Lengkeek 2009. Development of underwater flora- and fauna communities on hard substrates of the offshore wind farm Egmond aan Zee (OWEZ). Report OWEZ_R_266_T1_20090126.

Bouma S. & W. Lengkeek 2012. Benthic communities on hard substrates of the offshore wind farm Egmond aan Zee (OWEZ). Including results of samples collected in scour holes. Report OWEZ_R_266_T1_20120206_hard_substrate.

Bradbury, G., M. Trinder,, B. Furness, A.N. Banks, R.W.G. Caldow & D. Hume, 2014. Mapping Seabird Sensitivity to Offshore Wind Farms. PLoS ONE 9(9): e106366. doi:10.1371/journal.pone.0106366

Brinkmann R., O. Behr, I. Niermann, & M. Reich, 2011. Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen, volume 4. Umwelt und Raum. Cuvillier Verlag, Göttingen.

Bruinzeel, L.W., J. van Belle, L. Davids m.m.v F. van de Laar 2009. The impact of conventional illumination of offshore platforms in the North Sea on migratory bird populations. A&W report 1227, Altenburg & Wymenga Ecological Consultants, Veenwouden, 38 p.

BSH & BMU 2014. Ecological Research at the Offshore Windfarm alpha ventus. Challenges, Results and Perspectives. Federal Maritime and Hydrographic Agency (BSH), Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (BMU). Springer Spektrum. 201 pp.

Bugter, R.J.F., M.J. Boogaardt & F.H. Kistenkas 2007. Wat telt mee voor cumulatie? Werkdocument met een voorlopige handreiking voor de inventarisatie van relevante activiteiten. Alterra werkdocument, Wageningen UR.

Buurma, L.S., 1987. Patronen van hoge vogeltrek boven het Noordzeegebied in oktober, Limosa 60:63-74.

Buurma L.S. & H. van Gasteren, 1989. Trekvogels en obstakels langs de Zuid-Hollandse kust. Rapport, Koninklijke Luchtmacht, Den Haag.

Camphuysen C.J., 1991. Baltsvluchten van Noordse Sterns *Sterna paradisaea* op open zee, Sula 5(2): 59-61.

Camphuysen, C.J., 1995. Herring Gull *Larus argentatus* and Lesser Black-backed Gulls *Larus fuscus* feeding at fishing vessels in the breeding season: competitive scavenging versus efficient flying. Ardea 83: 365-380.

Camphuysen, C.J., 2008. Het regent soms kleine alken in november. Natura 2: 52-54.

Camphuysen, C.J., 2009. Het gebruik van zeetrektellingen bij de analyse van populatie schommelingen (2). Dwergmeeuwen *Larus minutus* langs de kust. Sula 22: 49-66.

Camphuysen, C.J., 2011. Lesser Black-backed Gulls nesting at Texel. Foraging distribution, diet, survival, recruitment and breeding biology of birds carrying advanced GPS loggers. NIOZ-Report 2011-05. Royal Netherlands Institute for Sea Research, Texel.

Camphuysen C.J., 2013. A historical ecology of two closely related gull species (Laridae): multiple adaptations to a man-made environment. Ph.D.-thesis, Univ. Groningen, Groningen.

Camphuysen C.J. & J. van Dijk, 1983. Zee- en kustvogels langs de Nederlandse kust, 1974-79. Limosa special issue 56(3)le : 81-230.

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. and M. F. Leopold. 1996. Invasies van de Kleine Alk *Alle alle*: Voorkomen en achtergronden. Sula 10:169–182.

Camphuysen C.J & C.J.N. Winter, 1996. Arctic Terns *Sterna paradisaea* in the central northern North Sea in July: offshore staging area for failed breeders? Seabird 18: 20-25.

Camphuysen, C.J. & M.F. Leopold. 2005. The Tricolor oil spill: characteristics of seabirds found oiled in The Netherlands, Atlantic Seabirds (special issue) 6: 109-128.

Camphuysen C.J. & A. Gronert, 2012. Apparent survival and fecundity of sympatric Lesser Black-backed Gulls and Herring Gulls with contrasting population trends. Ardea 100: 113-122.

Camphuysen, C.J., J. van Dijk, H. Witte & N. Spaans, 2008. De voedselkeuze van Kleine Mantelmeeuwen en Zilvermeeuwen en andere indicaties die aanwijzingen geven over het ruimtegebruik van deze vogelsoorten in de Noord-Hollandse kustwateren. NIOZ-Report 2008-12. Royal Netherlands Institute for Sea Research, Texel.

Collier, M.P., S. Dirksen & K.L. Krijgsveld, 2011. A review of methods to monitor collisions or micro-avoidance of birds with offshore wind turbines. Part 1: Review. Strategic Ornithological Support Services Project SOSS-03A. Rapport 11-078. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Collier, M.P., S. Dirksen & K.L. Krijgsveld, 2012. A review of methods to monitor collisions or micro-avoidance of birds with offshore wind turbines: Part 2: Feasibility study of systems to monitor collisions. Strategic Ornithological Support Services Project SOSS-03A. Rapport 11-215. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Collier, M.P., A. Gyimesi & S. Dirksen, 2013. Schattingen van aanvaringsslachtoffers onder kleine mantelmeeuwen uit de kolonies op Texel in nieuwe offshore windparken in Nederland. Rapport 12-238. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Cook A.S.C.P., A. Johnston, L.J. Wright & N.H.K. Burtion 2012. A review of flight heights and avoidance rates of birds in relation to offshore wind farms. Strategic Ornithological Support Services Project SOSS-02, British Trust for Ornithology and The Crown Estate, UK.

Cryan P.M. & R.M.R. Barclay, 2009. Causes of bat fatalities at wind turbines: hypotheses and predictions. Journal of Mammalogy 90: 1330–1340.

Cryan, P.M., P. M. Gorresen, C. D. Hein, M. R. Schirmacher, R.H. Diehl, M.M. Huso, D.T.S. Hayman, P.D. Fricker, F.J. Bonaccorso, D.H. Johnson, K. Heist & D.C. Dalton, 2014. Behavior of bats at wind turbines. PNAS 111(42): 15126-15131.

Danish Energy Agency. 2013. Danish offshore wind. Key environmental issues – a Follow up. The Environmental Group: The danish energy agency, the danish nature agency, DONG Energy & Vattenfall.

De Jong, J. De, P. Bach & A. Eriksson, 2013. Bat migration in the south Baltic Sea and consequences for wind power development. Book of Abstracts CWE, Stockholm.

Deelder C.L. & L. Tinbergen 1947 Waarnemingen over de vlieghoogte van trekkende Vinken, Fringilla coelebs L. en Spreeuwen, Sturnus vulgaris L. Ardea 35: 45-78.

Dietz, C., O. von Helversen & D. Nill 2011. Vleermuizen. Alle soorten van Europa en Noordwest Afrika. Originele titel: Handbuch der Fledermause Europas und Nordwestafrikas. De Fontein / Tirion Natuur, Utrecht.

Dirksen, S., M. Japink & J.C. Hartman, 2012. Kleine mantelmeeuwen en offshore windparken: nieuwe informatie voor schatting aantal aanvaringsslachtoffers. Rapport 12-087. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Drewitt, A.L. & R.H.W. Langston, 2006. Assessing the impacts of wind farms on birds. Ibis 148: 29-42.

Drewitt, A.L. & R.H.W. Langston, 2008. Collision effects of wind-power generators and other obstacles on birds. Ann. N.Y. Acad. Sci. 1134: 233–266.

Dunnet, G.M. & J.C. Ollason, 1982. The feeding dispersal of fulmars *Fulmarus glacialis* in the breeding season. Ibis 124:359-361.

Dürr, T., 2013. Fledermausverluste an Windenergieanlagen. Daten aus der zentralen Fundkartei der Staatlichen Vogelschutzwarte im Landesumweltamt Brandenburg. Stand 25.09.2013. www.mluv.brandenburg.de/cms/ media.php /.../wka_fmaus.xls.

Edwards, E.W.J., L.R. Quinn, E.D. Wakefield, P. Miller & P.M. Thompson, 2013. Tracking a northern fulmar from a Scottish nesting site to the Charlie-Gibbs Fracture Zone: Evidence of linkage between coastal breeding seabirds and Mid-Atlantic Ridge feeding sites. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography 98: 438-444. doi: 10.1016/j.dsr2.2013.04.011

Ens, B., 2007. SOVON in de ruimte. SOVON Nieuws 20(3): 6-8.

Ens, B., F. Bairlein, C.J. Camphuysen, P. de Boer, K.M. Exo, N. Gallego, R.H.G. Klaassen, K. Oosterbeek & J. Shamoun-Baranes. 2009. Onderzoek aan meeuwen met satellietzenders. Limosa 82 : 33-42.

Everaert, J. & E. Stienen, 2007. Impact of wind turbines on birds in Zeebrugge (Belgium). Significant effect on breeding tern colony due to collisions. Biodiversity and Conservation 16: 3345-3359.

Exo, K.M., O. Huppop & S. Garthe, 2002. Offshore-Windenergieanlagen und Vogelschutz, Seevögel, Zeitschr, Verein Jordsand, Hamburg. 23: 83-95.

Falk, K. & S. Møller, 1995. Satellite tracking of high-arctic Northern Fulmars. Polar Biol. 15: 495-502.

Fijn, R.C. & M.J.M. Poot, 2014. Vliegintensiteit en vliegroutes van vogels boven kavel Borssele. Notitie 14-528/14.04045/RubFi, Bureau Waardenburg, Culemborg.

Fijn R.C., A. Gyimesi, M.P. Collier, D. Beuker, S. Dirksen & K.L. Krijgsveld, 2012. Flight patterns of birds at offshore gas platform K14. Report 11-112, Bureau Waardenburg, Culemborg.

Fijn, R.C., Wolf, P.A., Courtens, W., Verstraete, H., Stienen, E.W.M., Iliszko, L. & Poot, M.J.M. 2014a. Post-breeding prospecting flights of adult Sandwich Terns *Thalasseus sandvicensis*. Bird Study 61: online access. doi: 10.1080/00063657.2014.950942

Fijn, R.C., Poot, M.J.M., van Rijn, S., van Eerden, M.B. & Boudewijn, T.J. 2014b. Specialistisch gedrag door een generalist: een kustbroedende Aalscholver foerageert uitsluitend in het binnenland. Limosa 87: 129-134.

Fijn, R.C., K.L. Krijgsveld, M.J.M. Poot & S. Dirksen, 2015. Bird fluxes at risk altitudes in a Dutch offshore wind farm continuously meaured with vertical radar. Ibis 157: 558-566.

Fleming T.H. & P. Eby, 2003. Ecology of bat migration. In: Kunz T.H. & Fenton M.B. (Eds). Bat ecology. University of Chicago Press, Chicago, IL.

Furmankiewicz J. & M. Kucharska, 2009. Migration of bats along a large river valley in southwestern Poland. Journal of Mammalogy 90: 1310-1317.

Garthe, S., D. Grémillet & R.W. Furness, 1999. At-sea-activity and foraging activity in chick-rearing nothern gannets *Sula bassana*: a case study in Shetland. Mar Ecol Prog Ser 185:93-99.

Garthe, S., W.A. Montevecchi, G. Chapdelaine, J.-F. Rail & A. Hedd, 2007a. Contrasting foraging tactics by Northern Gannets (*Sula bassana*) breeding in different oceanographic domains with different prey fields. Marine Biology 151:687-694.

Garthe S., W.A. Montevecchi & G.K. Davoren, 2007b. Flight destinations and foraging behaviour of Northern Gannets (*Sula bassana*) preying on a small forage fish in a low-Arctic ecosystem. Deep-Sea Research II 54:311–320.

Grémillet, D., L. Pichegru, F. Siorat, & J. Georges, 2006. Conservation implications of the apparent mismatch between population dynamics and foraging effort in French Northern Gannets from the English Channel. Mar Ecol Prog Ser 319: 15–25.

Griffin, L., E.C. Rees & B. Hughes, 2015. Tracking Whooper and Bewick's Swan migration. SSG News 11: 16-17.

Gruber, S. en G. Nehls, 2003. Charakterisierung des offshore Vogelzuges vor Sylt mittels schiffsgestu□tzter Radaruntersuchungen, Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 35: 151-156.

Gyimesi, A. & R.C. Fijn, 2015a. Slachtofferberekeningen voor een windpark met een totaalvermogen van 380 MW in Kavel I of II in windenergiegebied Borssele. Bureau Waardenburg notitie 15.03297.

Gyimesi, A. & R.C. Fijn, 2015b. Slachtofferberekeningen voor windparken in de zuidelijke Noordzee met bestaande en geplande turbinetypes. Bureau Waardenburg notitie 15.03620.

Gyimesi, A. & R. Lensink, 2012. Non-breeding adults or 'floaters' in bird populations. Rapport 11-200. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Gyimesi, A., T.J. Boudewijn, M.J.M. Poot & R.-J. Buijs, 2011. Habitat use, feeding ecology and breeding success of Lesser black-backed gulls in Lake Volkerak. Rapport 10-234. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Haan, D. de, D. Burggraaf, S. Ybema & R. HilleRisLambers 2007. Underwater sound emissions and effects of the pile driving of the OWEZ windfarm facility near Egmond aan Zee (Tconstruct). Report OWEZ_R_251_TC 20071029, Imares Wageningen UR.

Hal, R. van, B. Couperus, S. Fassler, S. Gastauer, B. Griffioen, N. Hintzen, L. Teal, O. van Keeken & E. Winter 2012. Monitoring- and Evaluation Program Near Shore Wind farm (MEP-NSW). Fish community. IMARES Report C059/12. OWEZ_R_264_T1_20121215_final_report_fish. Imeres Wageningen UR.

Hamer, K.C., R.A. Phillips, S. Wanless, M.P Harris & A.G. Wood, 2000. Foraging ranges, diets and feeding locations of Gannets *Morus bassanus* in the North Sea: evidence from radio tracking. Mar Ecol Prog Ser 200: 257-264.

Hamer, K.C., R.A. Phillips, J.K. Hill, S. Wanless & A.G. Wood, 2001. Contrasting foraging strategies of gannets *Morus bassanus* at two North Atlantic colonies: foraging trip duration and foraging area fidelity. Mar Ecol Prog Ser 224: 283-290.

Hamer, K.C., S. Lewis, S. Wanless, R.A. Phillips, T.N. Sherratt, E.M. Humphreys, J. Hennicke & S. Garthe, 2006. Use of gannets to monitor prey availability in the northeast Atlantic ocean: colony size, diet and foraging behavior. Pp. 236-248 in: Boyd, I.L., Wanless, S. and Camphuysen, C.J. (Eds). Top Predators in Marine Systems. Cambridge University Press.

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 constraint. Mar Ecol Prog Ser 338: 295–305.

Hamer, K.C., E.M. Humphreys, M.C. Magalhães, S. Garthe, J. Hennicke, G. Peters, D. Grémillet, H. Skov & S. Wanless, 2009. Fine-scale foraging behaviour of a medium-ranging marine predator. Journal of Animal Ecology 78: 880-889. doi: 10.1111/j.1365-2656.2009.01549.x

Hill, R., K. Hill, R. Aumuller, A. Schulz, T. Dittman, C. Kulekmeyer & T. Coppack, 2014. Of birds, blades an barriers: Detecting and analysing mass migration events at alpha ventus. In: BSH & BMU 2014. Ecological Research at the Offshore Windfarm alpha ventus. Challenges, Results and Perspectives. Federal Maritime and Hydrographic Agency (BSH), Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (BMU). Springer Spektrum.

Hutterer, R., T. Ivanova, C. Meyer-Cords & L. Rodrigues, 2005. Bat migrations in Europe, a review of banding data and literature. Naturschutz und Biologische Vielfalt 28: 1-62.

International Association of Marine Aids to Navigation and Lighthouse Authorities, 2008. Recommendation O-139 – The Marking of Man-made Offshore Structures December 2008.

Jain, A.A., R.R. Koford, A.W. Hancock & G.G. Zenner, 2011. Bat mortality and activity at a northern Iowa wind resource area. American Midland Naturalist 165: 185-200.

Jansen, H.W. & C.A.F. de Jong 2014. Underwater noise measurements in the North Sea in and near the Princess Amalia Wind Farm in operation. TNO report - TNO 2013 R11916. Den Haag, the Netherlands.

Jaspers Faijer, M. & P. van Dam, 2013. Cumulative Effects of Offshore Wind Farms in the North Sea. – Discussion Report. Project number 712030. Pondera Consult, Hengelo.

Johnston, A., A.S.C.P. Cook, L.J. Wright, E.M. Humphreys & N.H.K. Burton, 2014. Modelling flight heights of marine birds to more accurately assess collision risk with offshore wind turbines. Journal of Applied Ecology 51: 31–41. doi: 10.1111/1365-2664.12191

Jones, G., Cooper-Bohannon, R., Barlow, K. & K. Parsons, 2009. Determining the potential ecological impact of wind turbines on bat populations in Britain. Scoping and Method Development Report, Defra.

Jonge Poerink, B., Lagerveld, S. & H. Verdaat, 2013. Pilot study Bat activity in the Dutch offshore wind farm OWEZ and PAWP. IMARES report number C026/13. The Fieldwork Company report number 20120402. IMARES Wageningen UR.

Kapteyn K. 1995. Vleermuizen in het landschap. Over hun ecologie, gedrag en verspreiding. Schuyt & Co, Haarlem.

Kerbiriou, C., I. Le Viol, X. Bonnet & A. Robert, 2012. Dynamics of a northern fulmar (*Fulmarus glacialis*) population at the southern limit of its range in Europe. Population Ecology 54: 295-304.

Korner-Nievergelt, F., O. Behr, I. Niermann & R. Brinkmann, 2011. Schätzung der Zahl verunglückter Fledermäuse an Windenergieanlagen mittels akustischer Aktivitätsmessungen und modifizierter N-mixture Modelle. – In: Brinkmann, R., O. Behr, I. Niermann & M. Reich (Hrsg.), 2011. Entwicklung von Methoden zur Unter-suchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Wind-energieanlagen. - Umwelt und Raum Bd. 4, 323-353, Cuvillier Verlag, Göttingen.

Kotzerka, J., S. Garthe & S.A. Hatch, 2010. GPS tracking devices reveal foraging strategies of Black-legged Kittiwakes. Journal of Ornithology 151: 459-467.

Krijgsveld K.L. 2014. Avoidance behaviour of birds around offshore wind farms. Overview of knowledge including effects of configuration. Report Bureau Waardenburg 13-268, 30p., Bureau Waardenburg, Culemborg, Netherlands.

Krijgsveld K.L., R. Lensink, H. Schekkerman, P. Wiersma, M.J.M. Poot, E.H.W.G. Meesters & S. Dirksen, 2005. Baseline studies North Sea wind farms: fluxes, flight paths and altitudes of flying birds 2003 - 2004. Report 05-041. Bureau Waardenburg bv, Culemborg.

Krijgsveld K.L., R.C. Fijn, M. Japink, P.W. van Horssen, C. Heunks, M.P. Collier, M.J.M. Poot, D. Beuker & S. Dirksen, 2011. Effect studies Offshore Wind Farm Egmond aan Zee: Final report on fluxes, flight altitudes and behaviour of flying birds. NoordzeeWind report nr OWEZ_R_231_T1_20111114_flux&flight. Report nr 10-219. Bureau Waardenburg, Culemborg

Krijgsveld, K.L., R.C. Fijn & R. Lensink, 2015. Occurrence of peaks in songbird migration at rotor heights of offshore wind farms in the southern North Sea. Report nr 15-119. Bureau Waardenburg, Culemborg

Kunz, T.H., E.B. Arnett, W.P. Erickson, A.R. Hoar, G.D. Johnson, R.P. Larkin, M.D. Strickland, R.W. Thresher, & M.D. Tuttle, 2007. Ecological impacts of wind energy development on bats: questions, research needs, and hypotheses. Frontiers in Ecology and the Environment 5: 315–324.

Langston, R.H.W. & S. Boggio, 2011. Foraging ranges of Northern Gannets *Morus bassanus* in relation to proposed offshore wind farms in the North Sea. RSPB report to DECC. Download via http://www.rspb.org.uk/Images/Langston_Boggio_2011_tcm9-273881.pdf

Larsen, J.K. & M. Guillemette, 2007. Effects of wind turbines on flight behaviour of wintering common eiders: implications for habitat use and collision risk. Journal of Applied Ecology 44: 516-522.

Larsson, A.K., 1994. The environmental impact from an offshore plant, Wind Engineering 18: 213-218.

Lascelles, B., N. Varty, K. Tanner & R. McCann, 2012. Northern Gannet. Overview of available information on http://seabird.wikispaces.com/Northern+Gannet.

Lehnert L.S., Kramer-Schadt S., Schönborn S., Lindecke O., Niermann I. & C.C. Voigt, 2014. Wind Farm Facilities in Germany Kill Noctule Bats from Near and Far. PLoS ONE 9(8): e103106.

Lensink R. & J. van der Winden, 1997. Trek van niet-zeevogels langs en over de Noordzee: een verkenning. Rapport 97-023, Bureau Waardenburg, Culemborg.

Lensink, R. & P.W. van Horssen, 2012. Een matrixmodel om effecten op een populatie te voorspellen van slachtoffers door windturbines. Rapport 11-198. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Lensink R., C.J. Camphuysen, D.A. Jonkers, M.F. Leopold, H. Schekkerman, S. Dirksen, 1999. Falls of migrant birds, an analysis of current knowledge. Rapport 99.55, Bureau Waardenburg, Culemborg.

Leopold, M.F. & C.J. Camphuysen. 2007. Did the pile driving during the construction of the Offshore Wind Farm Egmond aan Zee, the Netherlands, impact local seabirds? Rapport Wageningen. IMARES Nr. C062/07 - NoordzeeWind Rapport OWEZ_R_221_Tc_20070525 aan Nuon Energy Sourcing.

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) an Q7. Alterra-rapport 1048. Alterra, Texel.

Leopold M.F., E.M. Dijkman, L. Teal & the OWEZ-team, 2010. Local birds in and around the Offshore Wind Farm Egmond aan Zee (OWEZ). NoordzeeWind rapport OWEZ_R_221_T1_20100731_local_birds. Imares / NoordzeeWind, Wageningen / IJmuiden.

Leopold, M.F., R. van Bemmelen & A. Zuur, 2012. Responses of Local Birds to the Offshore Wind Farms PAWP and OWEZ off the Dutch mainland coast. IMARES Report nr. C151/12. IMARES, IJmuiden.

Leopold M.F., E.M. Dijkman, E. Winter, R. Lensink & M.M. Scholl, 2013. “Windenergie binnen 12 mijl” in relatie tot ecologie. Rapport C034b/13. Imares Wageningen UR, Wageningen.

Rijkswaterstaat 2015. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee Deelrapport B - Bijlage Imares onderzoek Cumulatieve effecten op vogels en vleermuizen. Ministerie van Economische Zaken en Ministerie van Infrastructuur en Milieu, Den Haag.

Leopold, M.F., M.P. Collier, A. Gyimesi, R. Jongbloed, M.J.M. Poot, J. Tjalling van der Wal & M. Scholl, 2015. Iteration cycle: Dealing with peaks in counts of birds following active fishing

vessels when assessing cumulative effects of offshore wind farms and other human activities in the Southern North Sea. Additional note to IMARES report number C166/14. Imares Wageningen UR / Bureau Waardenburg Culemborg.

Lewis, S., T.N. Sherratt, K.C.Hamer & S. Wanless, 2001. Evidence of intraspecific competition for food in a pelagic seabird. Nature 412:816-819.

Limpens, H., K. Mostert & W. Bongers 1997. Atlas van de Nederlandse Vleermuizen. KNNV Uitgeverij, Utrecht. 260 blz.

Limpens, H.J.G.A., M. Boonman, F. Korner-Nievergelt, E.A. Jansen, M. van der Valk, M.J.J. La Haye, S. Dirksen & S.J. Vreugdenhil, 2013. Wind turbines and bats in the Netherlands - Measuring and predicting. Report 2013.12, Zoogdiervereniging & Bureau Waardenburg.

Lindeboom, H.J., Kouwenhoven, H.J., Bergman, M.J.N, Bouma, S., Brasseur, S., Daan, R., Fijn, R.C., de Haan, D., Dirksen, S., van Hal, R., Hille Ris Lambers, R., ter Hofstede, R., Krijgsveld, K.L., Leopold M. & Scheidat M., 2011. Short-term ecological effects of an offshore wind farm in the Dutch coastal zone; a compilation. Environmental Research Letters 6 035101 doi: 10.1088/1748-9326/6/3/035101.

LWVT/SOVON, 2002. Vogeltrek over Nederland 1976-1993. Schuyt & Co, Haarlem.

Maclean, I.M.D., Wright, L.J., Showler, D.A. & M.M. Rehfisch, 2009. A review of assessment methodologies for offshore windfarms. BTO Report commissioned by COWRIE Ltd.

Marquenie, J., van der Laar, F., Poot, H. 2009. Groen Licht voor Vogels. De Levende Natuur 110(6): 290-291.

Masden, E. A., Haydon, D. T., Fox, A. D., Furness, R. W., Bullman, R., and Desholm, M., 2009. Barriers to movement: impacts of wind farms on migrating birds. – ICES Journal of Marine Science, 66: 746–753.

Masden, E.A., Reeve, R., Desholm, M., Fox, A. D., Furness, R.W., Haydon, D.T. 2012. Assessing the impact of marine wind farms on birds through movement modelling. Journal of The Royal Society Interface 9: 2120-2130.

May, R, O. Reitan, K. Bevanger, S.-H. Lorentsen & T. Nygård 2015. Mitigating wind-turbine induced avian mortality: Sensory, aerodynamic and cognitive constraints and options. Renewable and Sustainable Energy Reviews 42: 170-181.

McGuire, L.P, C. G. Guglielmo, S. A. Mackenzie & P.D. Taylor, 2012. Migratory stopover in the long-distance migrant silver-haired bat, Lasionycteris noctivagans. Journal of Animal Ecology 81(2): 377–385.

Mendel, B., J. Kotzerka, J. Sommerfeld, H. Schwemmer, N. Sonntag & S. Garthe 2014. Effects of the alpaha ventus offshore test site on distribution patterns, behaviour and flight heights of seabirds. In: BSH & BMU 2014. Ecological Research at the Offshore Windfarm alpha ventus. Challenges, Results and Perspectives. Federal Maritime and Hydrographic Agency (BSH), Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (BMU). Springer Spektrum.

Ministerie van Economische Zaken en Infrastructuur en Milieu. 2015. Vastgestelde notitie reikwijdte en detailniveau. Milieueffectrapport kavelbesluiten Borssele. Download via www.rvo.nl.

Mitchell, P.I., Newton, S.F., Ratcliffe, N. & Dunn, T.E. 2004. Seabird populations of Britain and Ireland: results of the Seabird 2000 census (1998-2002). T. and A.D. Poyser, London.

Morris S. 2014.http://www.theguardian.com/environment/2014/jan/20/thumb-sized-bat-crosses-english-channel.

Nagy S., Petkov N., Rees E., Solokha A., Hilton G., Beekman J. & Nolet B. 2012. International Single Species Action Plan for the Conservation of the Northwest European Population of Bewick's Swan (*Cygnus columbianus bewickii*). AEWA Technical Series No. 44. Bonn, Germany.

Nelson, J.B., 1978. The gannet. T & AD Poyser, Berkhamsted, Herts.

Natural England 2014. Site Improvement Plan – Alde / Ore Estuary. Download van http://publications.naturalengland.org.uk/publication/4884745984933888

Niermann, I., R. Brinkmann, F. Korner-Nievergelt & O. Behr, 2011. Systematische Schlagopfersuche - Methodische Rahmenbedingungen, statistische Analyseverfahren und Ergebnisse. In Brinkmann *et al.* 2011.

Petersen I.K. & Fox A.D. 2007. Changes in bird habitat utilisation around the Horns Rev 1 offshore wind farm, with particular reference on Common Scoter. NERI Report. National Environmental Research Institute, Ministry of the Environment, Rønde, Denmark.

Petersen, I.K., T.K. Christensen, J. Kahlert, M. Desholm & A.D. Fox, 2006. Final results of bird studies at the offshore wind farms at Nysted and Horns Rev, Denmark. NERI Report National Environmental Research Institute, Ministry of the Environment, Rønde, Denmark.

Petersen, A., J.-K. Jensen, P. Jenkins, D. Bloch & F. Ingimarsson, 2014a. A review of the occurrence of bats (Chiroptera) on islands in the North East Atlantic and on North Sea installations. Acta Chiropterologica 16(1): 169-195.

Petersen, I.K., R.D. Nielsen, M.L. Mackenzie, 2014b. Post-construction evaluation of bird abundances and distributions in th eHorns Rev 2 offshore wind farm area, 2011 and 2012. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy. 51 pp.

Petersons G., 2004. Seasonal migrations of north-eastern populations of Nathusius' bat *Pipistrellus nathusii* (Chiroptera). Myotis 41/42: 29-56.

Pettersson, J., 2005. The impact of offshore wind farms on bird life in Southern Kalmar Sound, Sweden. A final report based on studies 1999 – 2003. Swedish Energy Agency, Lund University.

Platteeuw M., 1991. Zeevogels langs de Nederlandse kust: wanneer, welke soorten en onder wat voor omstandigheden. Sula 5(1): 2-15.

Platteeuw M., N.F. van der Ham & J.E. den Ouden, 1994. Zeetrektellingen in Nederland in de jaren tachtig. Sula 8(1/2, special issue): 1-203.

Plonczkier P. & I.C. Simms, 2012. Radar monitoring of migrating pink-footed geese: behavioural responses to offshore wind farm development. Journal of Applied Ecology 49: 1187-1194. doi: 10.1111/j.1365-2664.2012.02181.x.

Poot, H., B.J. Ens, H. de Vries, M.A.H. Donners, M.R. Wernand & J.M. Marquenie 2008. Green light for nocturnally migrating birds. Ecology and Society 13(2): 47.

Poot M.J.M., 2013. Eerste gedachten over de haalbaarheid van nieuwe nearshore windparken in Nederland in relatie tot mogelijke effecten op vogels. Notitie 13.01476 in opdracht van Pondera Consult. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Poot, M.J.M., C. Heunks, H.A.M. Prinsen, P.W. van Horssen & T.J. Boudewijn, 2006. Zeevogels in de Voordelta in 2004/2005 en 2005/2006. Nulmeting in het kader van Monitoring en Evaluatie Programma, Project Mainport Rotterdam - MEP MV2, Perceel 4: Vogels. Rapport 06-244. Bureau Waardenburg bv, Culemborg.

Poot M.J.M., R.C. Fijn R.J. Jonkvorst C. Heunks M.P. Collier, J. de Jong & P.W. van Horssen, 2011. Aerial surveys of seabirds and marine mammals in the Dutch North Sea May 2010 – April 2011. Distribution in relation to future offshore wind farms. Report 10-235. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Poot, M.J.M., Fijn, R.C., Schoten, H. 2012. Aerial survey of Great Crested Grebes along the coast of Holland in February 2011 – how well can the thousands of Great Crested Grebes at sea be counted from the air? Sula 26: 49-70. [in Dutch, English summary and figure captions]

Poot, M.J.M., R.C. Fijn, J. de Jong & P.W. van Horssen, 2013a. Populatieschattingen zeevogels in de zone tot 80 km uit de Nederlandse kust met een extrapolatie naar de gehele Nederlandse EEZ. Resultaten Distance sampling en Distance analysis vliegtuigtellingen Shortlist Masterplan 'Wind op Zee' mei 2010 – april 2011. Rapport 13-243. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Poot, M.J.M., R.C. Fijn, C. Heunks, T.J. Boudewijn, J. de Jong, P.W. van Horssen, M. Japink, B. van den Boogaard, J. Bergsma, W. Lengkeek, S. Bouma, E.W.M. Stienen, W. Courtens, N. Vanermen, H. Verstraete, M.F. Leopold, P. Pruisscher, K. Buijtelaar, P.A. Wolf, M.S.J. Hoekstein, S.J. Lilipaly, S. van Rijn, J. Philipson, K. Hijne & M.R. van Eerden, 2013b. Hoofdstuk 4 Perceel Vogels. In: Kolff, G. van der & T. Prins. Jaarrapport 2012 PMR monitoring Natuurcompensatie Voordelta. Deel B. Deltares rapport 1200672-011.

Reid, J.B. & C.J. Camphuysen, 1998. The European Seabirds at Sea database. Biol. Cons. Fauna 102: 291.

Richardson, W.J., 1978. Timing and amount of bird migration in relation to weather: a review. Oikos 30: 224-272.

Robinson, R.A., 2005 BirdFacts: profiles of birds occurring in Britain & Ireland – Sandwich Tern. BTO Research Report 407. BTO, Thetford (http://www.bto.org/birdfacts, accessed on 12/11/2014)

Rodgers, J. A. and Schwikert, S. T. (2002) Buffer-zone distances to protect foraging and loafing waterbirds from disturbance by personal watercraft and outboard-powered boats. Conserv. Biol.16: 216–224.

Russ, J.M., Hutson, A.M., Montgomery, W.M., Racey, P.A., J.R. Speakman, 2001. The status of Nathusius' pipistrelle (Pipistrellus nathusii Keyserling & Blasius, 1839) in the British Isles. Journal of Zoology 254: 91-100.

Rydell, J., L. Bach, M.-J. Bubourg-Savage, M. Green, L. Rodrigues, & A. Hedenström, 2010a. Bat mortality at wind turbines in Northwestern Europe. Acta Chiropterologica 12: 261–274.

Rydell, J., L. Bach, M.-J. Bubourg-Savage, M. Green, L. Rodrigues, & A. Hedenström, 2010b. Mortality of bats at wind turbines links to nocturnal insect migration? European Journal of Wildlife Research 56: 823-827.

Rydell, J., L. Bach, P. Bach, L. Guia Diaz, J. Furmankiewicz, N. Hagner-Wahlsten, E.-M. Kyheröinen, T. Lilley, M. Masing, M. Max Meyer , G. Pētersons, J. Šuba, V. Vasko, V. Vintulis, & A. Hedenström, 2014. Phenology of Migratory Bat Activity Across the Baltic Sea and the South- Eastern North Sea. Acta Chiropterologica 16(1): 139-147.

Schwemmer, P., Mendel, B., Sonntag, N., Dierschke, V. and Garthe, S. (2011) Effects of ship traffic on seabirds in offshore waters: implications for marine conservation and spatial planning. Ecol. Appl. 21: 1851–1860.

Seiche, K. 2008. Fledermäuse uns Windenergieanlagen in Sachsen. Report to Freistaat Sachsen. Landesambt für Umwelt und Geologie.

Sluiter J.W. & P.F. van Heerdt, 1966. Seasonal habits of the noctule bat (Nyctalus noctula). Arch. Neerlandaises de Zoologie 16: 423-439.

SNH 2010. Use of Avoidance Rates in the SNH Wind Farm Collision Risk Model.

SOVON, RWS & CBS 2015. Zilvermeeuw. Download via https://www.sovon.nl/nl/soort/5920.

Stone, E.L., S. Harris & G. Jones 2015. Impacts of artificial lighting on bats: a review of challenges and solutions. Mammalian Biology 80: 213-219.

Strucker, R.C.W., M.S.J. Hoekstein & P.A. Wolf, 2014. Kustbroedvogels in het Deltagebied in 2013. RWS Waterdienst BM 14.12. Delta Project Management, Culemborg.

Tasker, M.L., P.H. Jones, T.J. Dixon & B.F. Blake, 1984 Counting seabirds at sea from ships: a review of methods employed and a suggestion for a standardized approach. Auk 101, 567-577.

Thaxter, C.B., B. Lascelles, K. Sugar, A.S.C.P. Cook, S. Roos, M. Bolton, R.H.W. Langston & N.H.K. Burton, 2012a. Seabird Foraging Ranges as a Preliminary Tool for Identifying Candidate Marine Protected Areas. Biological Conservation 156: 53-61.

Thaxter, C.B., Ross-Smith, V.H., Clark, N.A., Conway, G.J., Wade, H., Masden, E.A., Rehfisch, M.M., Bouten, W. & Burton, N.H.K. 2012b. Measuring the interaction between marine features of Special Protection Areas with offshore wind farm development zones through telemetry: second year report. BTO Research Report No. 610. Report to UK Department of Energy and Climate Change.

Thaxter, C.B., V.H. Ross-Smith, W. Bouten, N.A. Clark, G.J. Conway, M.M. Rehfisch & N.H.K. Burton, 2015. Seabird–wind farm interactions during the breeding season vary within and between years: A case study of lesser black-backed gull *Larus fuscus* in the UK. Biological Conservation 186: 347-358.

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.

Tulp, I., H. Schekkerman, J.K. Larsen, J. van der Winden, R.J.W. van de Haterd, P.W. van Horssen, S. Dirksen & A.L. Spaans, 1999. Nocturnal flight activity of sea ducks near the wind park Tunø Knob in the Kattegat. Rapport 99.64. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Van den Berg, A.B. & C.A.W. Bosman 2001. Zeldzame vogels van Nederland. Avifauna van Nederland 1. Dutch Birding Association.

Van der Laar, F. 2007. Green light to birds: investigation into the effect of bird-friendly lighting. Report NAM location L15-FA-1. NAM, Assen, The Netherlands.

Van der Laar, F.J.T & W. Bosma. 1999. Vogeltrek boven de Noordzee. Stichting ter Bevordering van Natuurwetenschappelijk Onderzoek (SBNO).

Van der Hut, R.G.M., M. Kersten, F. Hoekema & A. Brenninkmeijer 2007. Kustvogels in het Wadden- en Deltagebied. Verspreidingskaarten van kustvogels voor het calamiteitensysteem CALAMARIS. A&W-rapport 907. Bureau Altenburg & Wymenga, Veenwouden.

Van der Wal, J.T., A. Gyimesi, R.C. Fijn & M. Scholl, 2015. 2nd Iteration: Effect of turbine capacity on collision numbers for three large gull species, based on revised density data, when assessing cumulative effects of offshore wind farms on birds in the Southern North Sea. Additional note to IMARES report number C166/14.

Van Eerden, M.R. & B. Voslamber, 1995. Mass fishing by Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* at Lake IJseelmeer, the Netherlands: a recent and succesfull adaptation to a turbid environment. Ardea 83: 199-212.

Van Gasteren H., J. van Belle & L.S. Buurma, 2002. Kwantificering van vogelbewegingen langs de kust bij IJmuiden: en radarstudie. Rapport, Koninklijke Luchtmacht, Den Haag.

Vanermen N. & E.W.M. Stienen, 2009. Seabirds & Offshore Wind Farms: Monitoring results 2008. Rapport van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO.R.2009.8). INBO, Brussel.

Vanermen N., E.W.M. Stienen, W. Courtens & M. Van de Walle 2006. Referentiestudie van de avifauna van de Thorntonbank. Rapport van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2013 (INBO.A.2006.22). INBO, Brussel.

Vanermen N., E.W.M. Stienen, W. Courtens, T. Onkelinx, M. Van de Walle & H. Verstraete, 2013. Bird monitoring at offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea - Assessing seabird displacement effects. Rapport van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2013 (INBO.R.2013.755887). INBO, Brussel.

Vanermen N., T. Onkelinx, W. Courtens, M. Van de Walle, H. Verstraete & E.W.M. Stienen, 2014. Seabird avoidance and attraction at an offshore wind farm in the Belgian part of the North Sea. Hydrobiologia doi: 10.1007/s10750-014-2088-x

Voigt, C.C., A.G. Popa-Lisseanu, I. Niermann & S. Kramer-Schadt, 2012. The catchment area of wind farms for European bats: A plea for international regulations. Biological Conservation 153: 80–86.

Voslamber, B., 1988. Visplaatskeuze, foerageerwijze en voedselkeuze van Aalscholvers *Phalacrocorax carbo* in het IJsselmeergebied in 1982. Flevobericht 286. Rijksdienst voor de IJsselmeerpolders, Lelystad.

Votier, S.C., S. Bearhop, M.J. Witt, R. Inger, D. Thompson & J. Newton, 2010. Individual responses of seabirds to commercial fisheries revealed using GPS tracking, stable isotopes and vessel monitoring systems. Journal of Applied Ecology 47: 487-497.

Wakefield, Ewan D., Bodey, Thomas W., Bearhop, Stuart, Blackburn, Jez, Colhoun, Kendrew, Davies, Rachel, Dwyer, Ross G., Green, Jonathan A., Gremillet, David, Jackson, Andrew L., Jessopp, Mark J., Kane, Adam, Langston, Rowena H.W., Lescroel, Amélie, Murray, Stuart, Le Nuz, Mélanie, Patrick, Samantha C., Peron, Clara, Soanes, Louise M., Wanless, Sarah, Votier, Stephen C., Hamer, Keith C.. 2013 Space partitioning without territoriality in gannets. *Science*, 341 (6141). 68-70. 10.1126/science.1236077

Walls, R., S. Canning, G. Lye, L. Givens, C. Garrett & J. Lancaster 2013. Analysis of Marine Environmental Monitoring Plan Data from the Robin Rigg Offshore Wind Farm, Scotland. (Operational Year 1). E.ON Climate & Renewables & Natural Power publication 1022038.

Wanless, S., 1981. The Gannets of Boeray. Pp. 26-28 in: Duncan, N., Bullock, D. and Taylor, K. (Eds) The Boeray 1980 expedition - a report on the ecology and natural history of St Kilda. Unpublished University of Durham Expedition Report.

Wanless, S., 1984. The growth and food of young Gannets *Sula bassana* on Ailsa Craig. Seabird 7: 62–70.

Winter, H.V., G. Aarts & O.A. van Keeken 2010. Residence time and behaviour of sole and cod in the Offshore Wind farm Egmond aan Zee (OWEZ). Report number OWEZ_R_265_T1_20100916. Imares Wageningen UR.

Wright, L.J., V.H. Ross-Smith, G.E. Austin, D. Massimino, D. Dadam, A.S.C.P. Cook, N.A. Calbrade & N.H.K. Burton, 2012. Assessing the risk of offshore wind farm development to migratory birds designated as features of UK Special Protection Areas (and other Annex 1 species). BTO Research Report No. 592, Strategic Ornithological Support Services - Project SOSS-05, Thetford, UK.

Bijlage I: Wettelijk Kader Natuurwetgeving

I.1 Inleiding

In deze bijlage worden de wettelijke kaders voor ecologische beoordelingen van ruimtelijke ingrepen en andere handelingen beschreven. In de wet 'Wind op Zee' (2014) wordt het zogeheten Kavelbesluit geintroduceerd om de uitrol van het zogeheten SER-akkoord vorm te kunnen geven. Hierin worden ook de wettelijke kaders met betrekking tot natuur geschetst die moeten worden getoets binnen een dergelijk Kavelbesluit, zoals bijvoorbeeld de Natuurbeschermingswet 1998 en de Flora- en faunawet. Hierin liggen ook de vergunningen (NBwet) en ontheffingen (Ffwet) verankerd dus waar in onderstaande tekst over vergunningen of ontheffingen wordt gesproken, moet dit worden bezien in het licht van het Kavelbesluit. In de natuurbeschermingswetgeving wordt een onderscheid gemaakt tussen soortenbescherming en gebiedsbescherming. De soortenbescherming is in Nederland verankerd in de Flora- en faunawet (§ 1.2 van deze bijlage), de gebiedsbescherming in de Natuurbeschermingswet 1998 (§ 1.3). Met deze wetten geeft Nederland invulling aan de Europese Vogel- en Habitatrichtlijnen. De Wet algemene bepalingen omgevingsrecht (Wabo) bepaalt de procedures bij ruimtelijke ingrepen (§ 1.4). De regels voor de Ecologische Hoofdstructuur zijn opgenomen in het Barro (§ 1.5). Ook wordt kort ingegaan op de betekenis van Rode lijsten (§ 1.6)

I.2 Flora- en faunawet

Het doel van de Flora- en faunawet is het instandhouden en beschermen van in het wild voorkomende planten- en diersoorten. De Flora- en faunawet kent zowel een zorgplicht als verbodsbepalingen. De zorgplicht geldt te allen tijde voor alle in het wild levende dieren en planten en hun leefomgeving, voor iedereen en in alle gevallen. De verbodsbepalingen zijn gebaseerd op het 'nee, tenzij' principe. Dat betekent dat alle schadelijke handelingen ten aanzien van beschermde planten- en diersoorten in principe verboden zijn (zie kader).

Verbodsbepalingen in de Flora- en faunawet (verkort)	
Artikel 8:	Het plukken, verzamelen, afsnijden, vernielen, beschadigen, ontwortelen of op een andere manier van de groeiplaats verwijderen van beschermde planten.
Artikel 9:	Het doden, verwonden, vangen of bemachtigen of met het oog daarop opsporen van beschermde dieren.
Artikel 10:	Het opzettelijk verontrusten van beschermde dieren.
Artikel 11:	Het beschadigen, vernielen, uithalen, wegnemen of verstoren van nesten, holen of andere voortplantings- of vaste rust- of verblijfsplaatsen van beschermde dieren.
Artikel 12:	Het zoeken, beschadigen of uit het nest halen van eieren van beschermde dieren.
Artikel 13:	Het vervoeren en onder zich hebben (in verband met verplaatsen) van beschermde planten en dieren.

Artikel 75 bepaalt dat vrijstellingen en en van deze verbodsbepalingen kunnen worden verleend. Het toetsingskader hiervoor is vastgelegd in het Vrijstellingenbesluit. Er gelden verschillende regels voor verschillende categorieën werkzaamheden. Er zijn vier beschermingsregimes corresponderend met vier groepen beschermde soorten (tabellen 1 t/m 3 en vogels, AmvB art. 75[2]).

Tabel 1. De algemene beschermde soorten

Voor deze soorten geldt een vrijstelling van verbodsbepalingen bij werkzaamheden in het kader van ruimtelijke ontwikkeling en inrichting en bestendig gebruik en beheer. Ontheffing ten behoeve van andere activiteiten kan worden verleend, mits de gunstige staat van instandhouding niet in het geding is ('lichte toetsing').

Tabel 2. De overige beschermde soorten

Voor deze soorten geldt een vrijstelling van verbodsbepalingen bij werkzaamheden in het kader van ruimtelijke ontwikkeling en inrichting en van bestendig gebruik en beheer, als op basis van een door de minister van EZ goedgekeurde gedragscode wordt gewerkt. Anders is ontheffing noodzakelijk, na lichte toetsing.

Tabel 3. De strikt beschermde soorten

Dit zijn de planten- en diersoorten vermeld in Bijlage 1 van het Vrijstellingenbesluit of in Bijlage IV van de Habitatrichtlijn. Uit recente jurisprudentie blijkt dat de regels voor de Habitatrichtlijnsoorten nog strikter zijn[3]. Voor bestendig gebruik en beheer geldt voor de soorten van Bijlage 1 van het Vrijstellingenbesluit een vrijstelling van verbodsbepalingen, mits men werkt op basis van een door de minister van EZ goedgekeurde gedragscode. Voor ruimtelijke ingrepen is altijd een ontheffing op grond van artikel 75 van de Flora- en faunawet noodzakelijk. Deze kan worden verleend na een uitgebreide toetsing (zie onder). Voor de soorten van Bijlage IV van de Habitatrichtlijn geldt hetzelfde regime, met één grote beperking. Ontheffing of vrijstelling kan alleen worden verleend op grond van dwingende redenen van groot

[2] Voor soortenlijsten zie: *Besluit houdende wijziging van een aantal algemene maatregelen van bestuur in verband met wijziging van artikel 75 van de Flora- en faunawet en enkele andere wijzigingen*. 23 februari 2005.

[3] Zie uitspraken van de Afdeling Bestuursrechtspraak van de Raad van State, 21 januari 2009 zaaknr. 200802863/1 en 13 mei 2009 nr. 200802624/1), en Rechtbank Arnhem, 27 oktober 2009 zaaknr. AWB 07/1013. Zie tevens de brief van het ministerie van LNV d.d. 26 augustus 2009 onder kenmerk ffw2009.corr.046 en de Uitleg aangepaste beoordeling ontheffing ruimtelijke ingrepen Flora- en faunawet.

openbaar belang, van het belang van het milieu, de openbare veiligheid, de volksgezondheid of de bescherming van wilde flora en fauna.

Vogels

Alle inheemse vogels zijn strikt beschermd. Ontheffing of vrijstelling kan alleen worden verkregen op grond van openbare veiligheid, volksgezondheid of bescherming van flora en fauna. De Vogelrichtlijn noemt zelfs 'dwingende redenen van groot openbaar belang' niet als grond[4]. Dat betekent dat alle activiteiten die leiden tot verstoring of vernietiging van in gebruik zijnde nesten buiten het broedseizoen moeten worden uitgevoerd. Het ministerie heeft een lijst gemaakt van soorten die hun nest doorgaans het hele jaar door of telkens opnieuw gebruiken. Deze nesten zijn jaarrond beschermd[5].

De uitgebreide toetsing houdt in dat ontheffing alleen kan worden verleend als:

1. Er geen afbreuk wordt gedaan aan de gunstige staat van instandhouding van de soort;
2. Er geen andere bevredigende oplossing voorhanden is;
3. Er sprake is van een in of bij wet genoemd belang;
4. Er zorgvuldig wordt gehandeld.

Zorgvuldig handelen betekent het actief optreden om alle mogelijke schade aan een soort te voorkomen, zodanig dat geen wezenlijke negatieve invloed op de relevante populatie van de soort optreedt. In veel gevallen kan voorkomen worden dat een ontheffing nodig is, als mitigerende maatregelen er voor zorgen dat de verblijfplaatsen van dieren steeds kunnen blijven functioneren. Vooral voor soorten van Bijlage IV van de Habitatrichtlijn en vogels is dit cruciaal (omdat er alleen ontheffing kan worden verkregen na zware toetsing).

I.3 Natuurbeschermingswet 1998

De Natuurbeschermingswet 1998 (kortweg: NB-wet) heeft tot doel het beschermen en instandhouden van bijzondere gebieden in Nederland. De belangrijkste zijn Natura 2000-gebieden en beschermde natuurmonumenten.

Beheerplan

Beheerplan van Natura 2000-gebieden	
Artikel 19a lid 1:	Gedeputeerde staten stellen voor een gebied een beheerplan vast waarin wordt beschreven welke instandhoudingsmaatregelen getroffen dienen te worden en op welke wijze. Tevens kan het beheerplan beschrijven welke handelingen en ontwikkelingen in het gebied en daarbuiten het bereiken van de instandhoudingsdoelstelling niet in gevaar brengen, mede gelet op de instandhoudingsmaatregelen die worden getroffen.
lid 3:	Tot de inhoud van een beheerplan behoren ten minste

[4] Zie vorige voetnoot.
[5] Zie de Aangepaste lijst jaarrond beschermde vogelnesten ontheffing Flora- en faunawet ruimtelijke ingrepen, ministerie van LNV, augustus 2009.

a. een beschrijving van de beoogde resultaten met het oog op het behoud of herstel van natuurlijke habitats en populaties van wilde dier- en plantensoorten in een gunstige staat van instandhouding in het aangewezen gebied mede in samenhang met het bestaande gebruik in dat gebied en, voor zover relevant voor het bereiken van de instandhoudingsdoelstelling, daarbuiten

b. een overzicht op hoofdlijnen van de noodzakelijke maatregelen met het oog op de onder a bedoelde resultaten.

lid 10: Voor zover er in een beheerplan projecten worden opgenomen die niet direct verband houden met of nodig zijn voor het beheer van een Natura 2000-gebied maar die afzonderlijk of in combinatie met andere plannen of projecten significante gevolgen kunnen hebben voor het desbetreffende gebied, wordt het beheerplan eerst vastgesteld nadat gedeputeerde staten een passende beoordeling hebben gemaakt van de gevolgen voor het gebied, waarbij rekening wordt gehouden met de instandhoudingsdoelstelling van dat gebied, en is voldaan aan de voorwaarden, genoemd in de artikelen 19g en 19h.

Habitattoets voor activiteiten in of nabij Natura 2000-gebieden

In de habitattoets dient onderzocht te worden of een activiteit, gelet op de instandhoudingsdoelstellingen, negatieve effecten voor een Natura 2000-gebied kan hebben en zo ja of deze gevolgen significant kunnen zijn. In beginsel dient dit plaats te vinden door middel van een passende beoordeling. Om procedurele redenen kan er voor worden gekozen om een oriëntatiefase – soms ook wel 'voortoets' genoemd – te doorlopen. De inhoudelijke studie is in grote lijnen identiek. De oriëntatiefase kan leiden tot de conclusie dat een passende beoordeling noodzakelijk is als significante effecten niet op voorhand kunnen worden uitgesloten. In de passende beoordeling kan aanvullend onderzoek uitgevoerd worden, er kunnen in de passende beoordeling ook mitigerende maatregelen opgenomen worden die er voor zorgen dat significante effecten met zekerheid zijn uit te sluiten.

In een 'oriëntatiefase' of 'passende beoordeling' worden de effecten apart en in samenhang met die van andere plannen en projecten ('cumulatieve effecten') beoordeeld. In de oriëntatiefase dient de beoordeling plaats te vinden zonder de mitigerende maatregelen mee te wegen, al kan het zinvol zijn de mitigatiemogelijkheden vast in beeld te brengen.

De toetsen kunnen de volgende uitkomsten hebben.

- Er treden met zekerheid *geen effecten* op; er is geen vergunning op grond van de NB-wet nodig en evenmin aanvullende maatregelen. Wel wordt aanbevolen de conclusies van dit onderzoek aan het bevoegd gezag voor te leggen.
- *Significant negatieve effecten kunnen niet worden uitgesloten*. Voor activiteiten die (mogelijk) een significant hebben is een vergunning nodig, die kan worden aangevraagd op basis van een "passende beoordeling" en na het doorlopen van de ADC-toets (zie Bijlage 1). Vooroverleg met het bevoegd gezag is noodzakelijk.
- Er zijn *(mogelijk) wel effecten, maar die zijn beperkt en zeker niet significant*, bepaalt het bevoegd gezag of er vergunning nodig is. In de vergunningsvoorschriften kunnen maatregelen worden opgelegd om negatieve effecten te verminderen of te voorkomen. Deze maatregelen zijn niet nodig om significante effecten te voorkomen.

Het verdient altijd aanbeveling de uitkomsten van de toets met het bevoegd gezag te bespreken.

Als significante effecten niet kunnen worden uitgesloten mag een vergunning alleen worden verleend als er voldaan is aan alle drie onderstaande ADC-criteria:
- Er zijn geen geschikte Alternatieven.
- Er is sprake van Dwingende redenen van groot openbaar belang, waaronder redenen van sociale en economische aard.
- Er is voorzien in exacte en tijdige Compensatie.

Habitattoets: de toetsing van projecten en plannen volgens de NB-wet (verkort)

Artikel 19d, lid1: Het is verboden zonder vergunning (...) projecten te realiseren of andere handelingen te verrichten die gelet op de instandhoudingsdoelstelling (...) de kwaliteit van de natuurlijke habitats en de habitats van soorten in een Natura 2000-gebied kunnen verslechteren of een significant verstorend effect kunnen hebben op de soorten waarvoor het gebied is aangewezen. Zodanige projecten of andere handelingen zijn in ieder geval projecten of handelingen die de natuurlijke kenmerken van het desbetreffende gebied kunnen aantasten.

Artikel 19e: [Het bevoegd gezag] houdt bij het verlenen van een vergunning rekening

a. met de gevolgen die een project of andere handeling, waarop de vergunningaanvraag betrekking heeft, gelet op de instandhoudingsdoelstelling, kan hebben voor een Natura 2000-gebied;

b. met een vastgesteld beheerplan, en

c. vereisten op economisch, sociaal en cultureel gebied, alsmede regionale en lokale bijzonderheden.

Artikel 19f, lid1: Voor projecten die niet direct verband houden met of nodig zijn voor het beheer van een Natura 2000-gebied maar die afzonderlijk of in combinatie met andere projecten of plannen significante gevolgen kunnen hebben voor het desbetreffende gebied, maakt de initiatiefnemer een passende beoordeling van de gevolgen voor het gebied waarbij rekening wordt gehouden met de instandhoudingsdoelstelling van dat gebied.

Artikel 19g, lid 1: Indien een passende beoordeling is voorgeschreven kan een vergunning slechts worden verleend indien [het bevoegd gezag] zich op grond van de passende beoordeling ervan heeft verzekerd dat de natuurlijke kenmerken van het gebied niet zullen worden aangetast.

lid 2: Bij ontstentenis van alternatieve oplossingen voor een project kan [het bevoegd gezag] ten aanzien van Natura 2000-gebieden waar geen prioritair type natuurlijke habitat of prioritaire soort voorkomt, een vergunning voor het realiseren van het desbetreffende project slechts verlenen om dwingende redenen van groot openbaar belang, met inbegrip van redenen van sociale of economische aard.

lid 3: Ten aanzien van Natura 2000-gebieden waar een prioritair type natuurlijke habitat of een prioritaire soort voorkomt, kan [het bevoegd gezag] bij ontstentenis van alternatieve oplossingen voor een project of andere handeling een vergunning slechts verlenen:

a. op argumenten die verband houden met de menselijke gezondheid, de openbare veiligheid of voor het milieu wezenlijke gunstige effecten of

b. na advies van de Commissie van de Europese Gemeenschappen om andere dwingende redenen van groot openbaar belang.

Artikel 19h, lid 1: Indien een vergunning om dwingende redenen van groot openbaar belang wordt verleend voor projecten, waarvan niet met zekerheid vaststaat dat die de natuurlijke kenmerken van het Natura 2000-gebied niet aantasten, verbindt [het bevoegd gezag] aan die vergunning in ieder geval het voorschrift inhoudende de verplichting compenserende maatregelen te treffen.

N.B. Het bevoegd gezag is meestal gedeputeerde staten van plaats waar het project plaatsvindt, maar soms is dat de minister van EZ.

Artikel 19j, lid1:	Een bestuursorgaan houdt bij het nemen van een besluit tot het vaststellen van een plan dat, gelet op de instandhoudingsdoelstelling voor een Natura 2000-gebied, de kwaliteit van de natuurlijke habitats en de habitats van soorten in dat gebied kan verslechteren of een significant verstorend effect kan hebben op de soorten waarvoor het gebied is aangewezen rekening a. met de gevolgen die het plan kan hebben voor het gebied, en b. met het voor dat gebied vastgestelde beheerplan.
lid 2:	Voor plannen, die niet direct verband houden met of nodig zijn voor het beheer van een Natura 2000-gebied, maar die afzonderlijk of in combinatie met andere plannen of projecten significante gevolgen kunnen hebben voor het desbetreffende gebied, maakt het bestuursorgaan een passende beoordeling van de gevolgen voor het gebied waarbij rekening wordt gehouden met de instandhoudingsdoelstelling.

Cumulatieve effecten

In het onderzoek naar cumulatieve effecten, wordt het effect van het onderhavige plan of project in combinatie met andere ingrepen in beeld gebracht. Met andere woorden: in een studie naar de cumulatieve effecten dienen *alle* activiteiten (bestaand gebruik, nieuwe projecten) en plannen te worden betrokken, die op dezelfde instandhoudingsdoelstellingen negatieve effecten kunnen hebben als het eigen project/plan. Het doet daarbij in beginsel niet ter zake of er een verband is tussen het eigen project/plan en de andere projecten en plannen, of dat de effecten tijdelijk zijn of (naar verwachting) slechts beperkt van omvang zijn.

Significantie

Van significante effecten kan sprake zijn als ten gevolge van menselijk handelen het verwezenlijken van de instandhoudingsdoelen sterk wordt bemoeilijkt of onmogelijk wordt gemaakt. Dat is in ieder geval zo, als het oppervlak van een habitattype of een leefgebied of de kwaliteit van habitattype of leefgebied of de omvang van een populatie lager wordt dan genoemd in de instandhoudingsdoelen in het aanwijzingsbesluit. In de Leidraad bepaling Significantie wordt het begrip ‘significante gevolgen’ toegelicht.[6]

Externe werking

Ook activiteiten buiten het Natura 2000-gebied kunnen vergunningplichtig zijn als die activiteiten negatieve effecten op de instandhoudingsdoelen voor het gebied (kunnen) veroorzaken. Dit wordt de ‘externe werking’ van de bescherming genoemd.

Bestaand gebruik

Bestaand gebruik volgens de NB-wet is gebruik dat op 31 maart 2010 bekend is, of redelijkerwijs bekend had kunnen zijn bij het bevoegd gezag. Bestaand gebruik dat zeker geen significante gevolgen voor een Natura 2000-gebied heeft, kan zonder vergunning worden voortgezet. Als significante effecten niet kunnen worden uitgesloten is een vergunning nodig, tenzij in het beheerplan maatregelen zijn voorzien om de effecten te beperken of te niet te doen.

[6] Leidraad bepaling significantie. Nadere uitleg van het begrip ‘significante gevolgen’ uit de Natuurbeschermingswet. Publicatie Steunpunt Natura 2000, versie 27 mei 2010.

Artikel 19d, lid 2:	Het verbod, bedoeld in het eerste lid, is niet van toepassing op het realiseren van projecten of het verrichten van andere handelingen, waaronder bestaand gebruik, alsmede de wijzigingen daarvan, overeenkomstig een beheerplan.
lid 4:	Het verbod, bedoeld in het eerste lid, is niet van toepassing op bestaand gebruik, behoudens indien dat gebruik een project is dat niet direct verband houdt met of nodig is voor het beheer van een Natura 2000-gebied maar dat afzonderlijk of in combinatie met andere projecten of plannen significante gevolgen kan hebben voor het desbetreffende Natura 2000-gebied.

Beschermde natuurmonumenten

Het is niet toegestaan (zonder vergunning) handelingen te verrichten die het natuurschoon of de natuurwetenschappelijke waarde van beschermde natuurmonumenten aantasten. De toetsing voor beschermde natuurmonumenten is tamelijk licht. Er hoeft bijvoorbeeld geen sprake te zijn van een (dwingende) reden van groot openbaar belang, er is geen verplichte alternatievenafweging en geen compensatieplicht.
Dit lichte toetsingskader is ook van toepassing op de zogenaamde “oude doelen”, de doelen op het gebied van natuurschoon en natuurwetenschappelijke betekenis van (voormalige) staats- en beschermde natuurmonumenten, die zijn opgegaan in de nieuwe Natura 2000-gebieden.

Zorgplicht

Artikel 19l legt aan iedereen een zorgplicht voor beschermde natuurgebieden op. Deze zorg houdt in ieder geval in dat ieder die weet of redelijkerwijs kan vermoeden dat een handeling nadelige gevolgen heeft, verplicht is die handeling achterwege te laten of, als dat redelijkerwijs niet kan worden gevergd, eventuele gevolgen zoveel mogelijk te beperken of ongedaan te maken. De nadelige handelingen hebben betrekking op de instandhoudingsdoelen in het geval van een Natura 2000-gebied en op de wezenlijke kenmerken in het geval van een beschermd natuurmonument.

I.4 Natuurnetwerk Nederland en Barro

Natuurnetwerk Nederland (NNN, voorheen EHS) heeft als doel om van de bestaande en nieuwe natuur een goed functionerend netwerk te maken. Het ruimtelijk beleid voor de NNN is gericht op ‘behoud, herstel en ontwikkeling van de wezenlijke kenmerken en waarden’ van de NNN. Op plannen, projecten of handelingen binnen de NNN is het ’nee, tenzij’-regime van toepassing. Vanaf 1 oktober 2012 is het nee, tenzij-regime vastgelegd in het Besluit algemene regelingen ruimtelijke ordening, kortweg Barro.

Het Barro bepaalt dat provincies de (begrenzing van de) NNN moeten vastleggen in een provinciale verordening. In die verordening worden regels gesteld omtrent de inhoud van en de toelichting bij bestemmingsplannen in het belang van de realisatie, bescherming, instandhouding en verdere ontwikkeling van de beoogde natuurkwaliteit van de NNN
De provincies moeten de wezenlijke kenmerken en waarden van de NNN vastleggen. De wezenlijke kenmerken en waarden zijn de huidige en potentiële waarden,

gebaseerd op de natuurdoelen voor het gebied. De natuurdoelen worden vaak per perceel in natuurdoeltypen of beheertypen vastgelegd.
Het Barro bepaalt in art. 2.10.4 de voorwaarden waaronder plannen kunnen worden toegestaan, die (per saldo) leiden tot een significante aantasting van de wezenlijke kenmerken en waarden, of een significante vermindering van de oppervlakte of de samenhang van de NNN:

- er is sprake van een groot openbaar belang (waaronder in ieder geval worden gerekend: de veiligheid, de hoofdinfrastructuur, de drinkwatervoorziening, de plaatsing van installaties voor de opwekking van elektriciteit met behulp van windenergie of de plaatsing van installaties voor de winning, opslag of transport van aardgas),
- er zijn geen reële andere mogelijkheden, en
- de negatieve effecten worden waar mogelijk beperkt en de overblijvende effecten worden gecompenseerd.

De begrenzing kan alleen worden gewijzigd voor zover op basis van een ecologische onderbouwing is vastgesteld dat:

1. de wijziging leidt tot een verbetering van de samenhang van de NNN of tot een betere inpassing van de NNN in de planologische omgeving, en
2. ten minste de kwalitatieve en kwantitatieve doelstellingen van de NNN in het desbetreffende gebied worden behouden; of
3. ten behoeve van een kleinschalige ontwikkeling voor zover:
    a. de aantasting van de wezenlijke kenmerken en waarden en van de samenhang van de NNN als gevolg van de ontwikkeling beperkt is;
    b. de voorgenomen wijziging leidt tot een kwalitatieve of kwantitatieve versterking van de NNN in het desbetreffende gebied;
    c. de voorgenomen wijziging ertoe niet leidt dat de oppervlakte van de NNN afneemt;
    d. de voorgenomen wijziging zorgvuldig is onderbouwd, waarbij blijkend uit de bij het bestemmingsplan behorende toelichting in ieder geval alternatieven zijn afgewogen, en
    e. maatregelen worden genomen die een goede landschappelijke en natuurlijke inpassing borgen.

In principe wordt de eventuele compensatieopgave buiten de NNN gerealiseerd. De compensatie hoeft niet in de nabijheid van de ingreep plaats te vinden en hoeft ook niet in hetzelfde natuurtype te worden uitgevoerd. Het gaat erom dat de positieve ecologische effecten van realisatie van de compensatie op de NNN (in natuurkwaliteit, oppervlakte of ruimtelijke samenhang) gelijkwaardig zijn aan de negatieve effecten van de ingreep in de NNN. Realisatie van de compensatie in de NNN is mogelijk, bijvoorbeeld als dat kan leiden tot een versnelling van de realisatie van de NNN. Voorwaarde daarbij is dat er door middel van een herbegrenzing tegelijkertijd voor wordt gezorgd dat de omvang van de NNN niet afneemt.

I.5 Rode lijsten

Rode lijsten zijn geen wettelijke instrumenten, maar zijn sturend voor beleid. Zij dienen om prioriteiten in middelen en maatregelen te kunnen bepalen. Bij het beoordelen van maatregelen en ingrepen kunnen de Rode lijsten echter wel een belangrijke rol spelen. Er zijn nu landelijke Rode lijsten vastgesteld voor paddestoelen, korstmossen, mossen, vaatplanten, platwormen, land- en zoetwaterweekdieren, bijen, dagvlinders, haften, kokerjuffers, libellen, sprinkhanen en krekels, steenvliegen, vissen, amfibieën, reptielen, zoogdieren en vogels (LNV 2009). Een aantal provincies heeft aanvullende provinciale Rode lijsten opgesteld.
Van soorten op de Rode lijst moet worden aangenomen dat negatieve effecten van ingrepen de gunstige staat van instandhouding relatief gemakkelijk in gevaar brengen. Waar het beschermde soorten betreft zal er dus extra aandacht aan mitigatie en compensatie moeten worden besteed. Bij niet-beschermde soorten of soortgroepen kunnen op grond van de zorgplicht extra maatregelen worden gevergd. Bij een aantal soortgroepen gaat het echter om tientallen of honderden moeilijk vast te stellen soorten, waardoor de waarde voor praktische toepassingen vaak beperkt is.

I.6 Kaderrichtlijn Water (KRW) en Waterwet

Toetsingskader KRW
De Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) heeft tot doel het bereiken van een goede ecologische en chemische toestand in alle wateren in Europa in 2015. De invoering van de KRW brengt voor waterbeheerders verschillende verplichtingen met zich mee zoals het bepalen van doelstellingen, het uitvoeren van herstelmaatregelen en het meten van de resultaten. De KRW gaat uit van een resultaatsverplichting.

Waterwet en Bkmw
De Nederlandse Waterwet voegt de volgende acht bestaande waterbeheerwetten samen:
- Wet op de waterhuishouding.
- Wet verontreiniging oppervlaktewateren.
- Wet verontreiniging zeewater.
- Grondwaterwet.
- Wet droogmakerijen en indijkingen.
- Wet op de waterkering.
- Wet beheer rijkswaterstaatswerken (de 'natte' delen daarvan).
- Waterstaatswet 1900 (het 'natte' gedeelte ervan).

Daarnaast wordt vanuit de Wet bodembescherming de regeling voor waterbodems ondergebracht bij de Waterwet. De Waterwet is per 22 december 2009 in werking getreden.

De Nederlandse voorschriften en doelstellingen uit de KRW, de Grondwaterrichtlijn en de Richtlijn Prioritaire Stoffen zijn geïmplementeerd in het Besluit Kwaliteitseisen en

Monitoring Water (Bkmw) 2009. De doelen voor de goede chemische en ecologische toestand van oppervlaktewaterlichamen worden wettelijk vastgelegd in de vorm van milieukwaliteitseisen. De chemische doelen zijn direct verwoord in het Besluit, de ecologische doelen zijn opgenomen via een verwijzing naar de referenties en maatlatten voor natuurlijke wateren (STOWA 2007-32) en omschrijving MEP en maatlatten voor sloten en kanalen (STOWA 2007-32b).

Het Besluit en de Wet milieubeheer geven daarnaast een nadere uitwerking van de KRW-doelstelling van geen achteruitgang. Het Besluit brengt uitdrukkelijk geen directe koppeling tot stand tussen individuele besluiten (bijvoorbeeld vergunningen) en de vastgelegde milieukwaliteitseisen. De milieukwaliteitseisen worden alleen gekoppeld aan de bevoegdheid tot het vaststellen van plannen in het kader van de Waterwet. Dit betekent dat doorwerking van de eisen uit het Bkmw naar individuele besluiten indirect gebeurt via de water(beheer)plannen. In de water(beheer)plannen worden de doelstellingen specifiek uitgewerkt naar waterlichamen en wordt aangegeven hoe hierop voor nieuwe activiteiten wordt getoetst. Voor de rijkswateren vindt deze uitwerking plaats in het 'Toetsingskader waterkwaliteit'. Dit vormt een bijlage bij het Beheer- en Ontwikkelplan voor de Rijkswateren 2010-2015 (BPRW)

Omdat het toetsingskader voorlopig alleen is opgesteld voor de Rijkswateren, worden alleen deze wateren hier besproken. Een toetsingskader voor regionale wateren is in voorbereiding.

Het Toetsingskader waterkwaliteit
Ter bescherming en verbetering van de waterkwaliteit voert Rijkswaterstaat de komende planperiode verschillende soorten maatregelen uit (zie BPRW). Zo wordt het huidige beschermingsniveau van de waterkwaliteit gehandhaafd, zoals de KRW vereist. Voor nieuwe activiteiten of ingrepen in een waterlichaam moet een toetsing worden uitgevoerd. De centrale vraag daarbij is of de KRW-doelstellingen voor het waterlichaam waarop de activiteit mogelijk effecten heeft, nog wel behaald kunnen worden als de activiteit daadwerkelijk plaatsvindt.
De begrenzing van oppervlaktewaterlichamen in de Waterwet is doorgaans ruimer dan die in het kader van de KRW. De KRW-waterlichamen zijn in de meeste gevallen beperkt tot het natte areaal, terwijl Rijkswaterstaat in het kader van de Waterwet ook het waterstaatkundig beheer voert over drogere gebieden in de uiterwaarden en de buitendijkse gebieden rond de grote meren. Initiatieven in gebieden die op grond van de Waterwet zijn aangewezen als de drogere oevergebieden, zullen alleen in aanmerking komen voor een toets vanuit KRW-perspectief als daar concreet externe effecten op een KRW-waterlichaam te verwachten zijn.

De begrenzing van de KRW-waterlichamen is te vinden op de gedetailleerde kaarten in de achterliggende brondocumenten voor de waterlichamen. De begrenzing van de oppervlaktewaterlichamen in de zin van de Waterwet voor zover in beheer bij Rijkswaterstaat is te vinden in de Waterregeling.

Bevoegd gezag
Rijkswaterstaat (regionale diensten) is bevoegd gezag voor nieuwe vergunningen op grond van de Ontgrondingenwet (OW) en Waterwet (WW). Bepaalde initiatieven zijn dusdanig groot van omvang dat daarvoor een milieueffectrapportage (MER) nodig is als onderdeel van de besluitvorming. Ook daar geldt de rol als bevoegd gezag. De rol van bevoegd gezag geldt ook voor het geval van algemene regels (zoals Activiteitenbesluit) waarbij het toepassen van maatwerkvoorschriften mogelijk is.
Het Toetsingskader KRW bestaat analoog aan de richtlijn zelf, uit een onderdeel Chemie en een onderdeel Biologie met elk hun eigen beslisschema.

Chemie
Dit onderdeel van het toetsingskader geldt voor alle individuele besluiten waar lozingen of emissies van stoffen of warmte aan de orde zijn. Hiervoor zijn de volgende doelstellingen relevant:
- Chemische toestand: de normen voor prioritaire (gevaarlijke) stoffen.
- Ecologische toestand: BPRW 2010-2015: Toetsingskader KRW (zie hierna)
    - Algemene fysisch-chemische parameters (nutriënten, temperatuur etc)
    - Overige relevante stoffen.

De toetsing geschiedt voor al deze parameters op een vergelijkbare wijze. Wel moet rekening worden gehouden met het feit dat voor de algemene fysisch-chemische parameters vijf toestandsklassen gelden (conform het STOWA-rapport waarin de ecologische doelen zijn vastgelegd) en voor de andere parameters niet. Voor de chemische toestand kent de KRW maar twee toestandsklassen. De overige relevante stoffen fungeren als indicatoren voor de ecologische toestand. Voor deze stoffen gelden de facto ook maar twee toestandsklassen: goed (voldoet wel aan de norm) en niet goed (voldoet niet aan de norm).

De toetsing gebeurt op basis van enerzijds inzicht in de belasting (aandeel verschillende bronnen en toename als gevolg van extra lozing) en de huidige toestand (hoeveel ruimte is er tot een volgende onderliggende klassegrens). Als de toestand slecht is of vlak bij een lagere klassegrens ligt, lijkt een restrictieve benadering noodzakelijk (>1% toename is significant). Is de toestand goed of ligt deze ver af van een lagere klassegrens, dan is een ruimere grens voor significantie te hanteren. Als een dergelijke toets leidt tot de conclusie dat er sprake is van een reëel risico op achteruitgang dan kan een lozing of activiteit niet zonder aanvullende randvoorwaarden plaatsvinden. Deze aanvullende maatregelen kunnen liggen in extra zuiveringsstappen, aanpassing van lozingslocatie bij lozingen of aanpassing van allocatie, ontwerp of inrichting van ruimtelijke ingrepen. Dit kan leiden tot een inperking of weigering ten opzichte van wat is aangevraagd.

Toetsingskader chemie
De werkwijze is samengevat in het beslisschema (fig. 1).
Als er sprake is van een achteruitgang van de chemische toestand of een indicatie voor achteruitgang van de ecologische toestand, kan de aanvraag niet zomaar

gehonoreerd worden. In dat geval komt de vergunningverlener in het beslisschema op een omslagpunt van ‘ja, mits’ naar ‘nee, tenzij’ als leidend criterium voor de vraag of het aangevraagde vergund mag worden. In dat geval is een nadere afweging aan de orde waarbij het weigeren van de vergunning uiterste mogelijkheid is. Het stellen van aanvullende voorwaarden zodat wel voorkomen wordt dat er sprake is van achteruitgang is eveneens een optie. Het weigeren van een vergunning heeft grote rechtsgevolgen en een zorgvuldige afweging en motivering op maat. Ditzelfde geldt voor het stellen van aanvullende voorwaarden boven BBT. Hiervoor moeten geavanceerde modellen worden gebruikt, Hierbij kunnen de volgende elementen betrokken worden:

- Een achteruitgang van de zeer goede naar de goede ecologische toestand is toegestaan tengevolge van nieuwe duurzame ontwikkeling (artikel 4.7 KRW).
- De te vergunnen emissie wordt voldoende gereduceerd door aanvullende maatregelen binnen de aangevraagde activiteit in kwestie (BBT-plus).
- De te vergunnen emissie wordt binnen de planperiode met zekerheid gecompenseerd door maatregelen elders binnen of bovenstrooms van het waterlichaam.
- Het lozingspunt is te verplaatsen naar een andere locatie of een andere waterlichaam waar dit geen achteruitgang van de toestand oplevert.

Gelet op het hoge abstractieniveau van deze toetsing (waterlichaamniveau) in vergelijking met de emissie-immissietoets (niveau van de mengzone) is de verwachting dat in veruit de meeste gevallen waarin een lozing aanvaardbaar is op grond van de emissie-immissietoets geen sprake zal zijn van een (indicatie voor) achteruitgang van de toestand. In die gevallen waarin dit wel zo is, dient bijzondere aandacht te worden besteed aan motivering en interne toetsing van de vergunning of het besluit.

Biologie

Het Beslisschema voor Biologie bestaat uit twee delen: een toetsingskader algemeen (Deel 1) en een toetsingskader waterype afhankelijk (Deel 2). Afhankelijk van de antwoorden moeten 1 of 2 stroomschema’s worden doorlopen (zie fig. 2 en 3):

Deel 1: toetsingskader algemeen

Hierin staan enkele algemene vragen die voor alle waterlichamen van belang zijn en niet of nauwelijks watertype afhankelijk zijn. Hierbij wordt gekeken naar:

1. De locatie van de ingreep.
2. Het voorkomen van de ingreep op lijsten van ingrepen zonder significante negatieve effecten op de ecologische kwaliteit.
3. Effecten op een geplande of reeds uitgevoerde KRW-maatregel. Dit is van belang omdat er een resultaatsverplichting zit op de omvang van de geplande KRW-maatregelen.

Denk hierbij ook aan de ruimteclaim van nog geplande KRW-maatregelen.

Indien dit stroomschema nog geen uitsluitsel biedt over eventuele effecten van een ingreep op de biologische kwaliteit dan wordt het volgende stroomschema doorlopen:

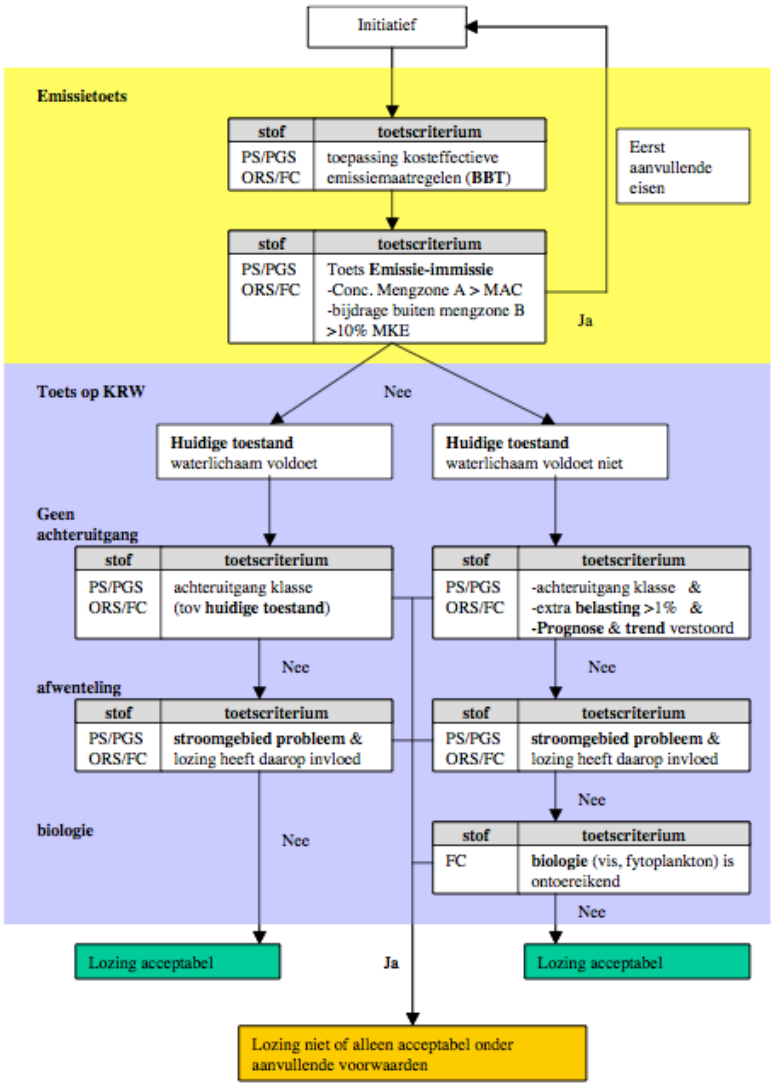
Deel 2: toetsingkader watertype afhankelijk

Het watertype waar het waterlichaam toe behoort (zie programma), bepaalt waar specifiek naar moet worden gekeken bij het doorlopen van deel 2 van het toetsingskader (Rivieren, Meren, Kanalen of Kustwateren en Overgangswateren). In deel 2 van het toetsingskader wordt onderzocht welke effecten van een nieuwe ingreep zijn te verwachten op de biologische kwaliteit. Dit stroomschema is opgesteld van grof naar fijn waarin achtereenvolgens wordt getoetst of:

I.) de biologische kwaliteit wordt beïnvloed door de ingreep en of deze invloed voldoende groot is om als significant te worden aangemerkt. De biologische kwaliteit wordt gemeten met maatlatten per biologische kwaliteitselement die per watertype verschillen (zie brondocumenten). De onderdelen van deze maatlatten spelen onder andere in op de grootte van het ecologisch relevant areaal, de kwaliteit hiervan en voor sommige watertypen de (vis)optrekbaarheid.

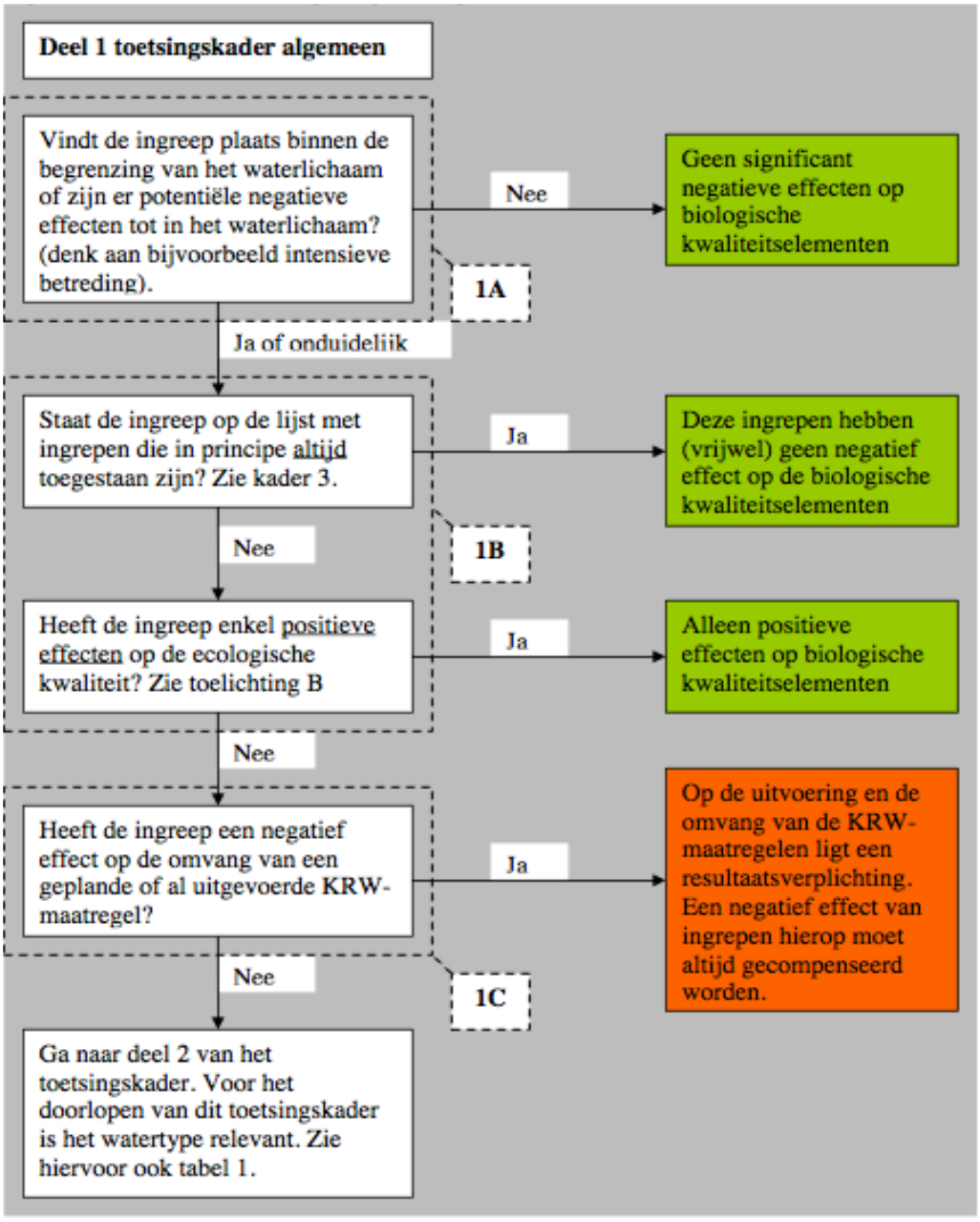
II.) de ingreep de sturende kenmerken van het watertype negatief beïnvloed;

III.) eventuele negatieve effecten voldoende worden gemitigeerd of gecompenseerd.

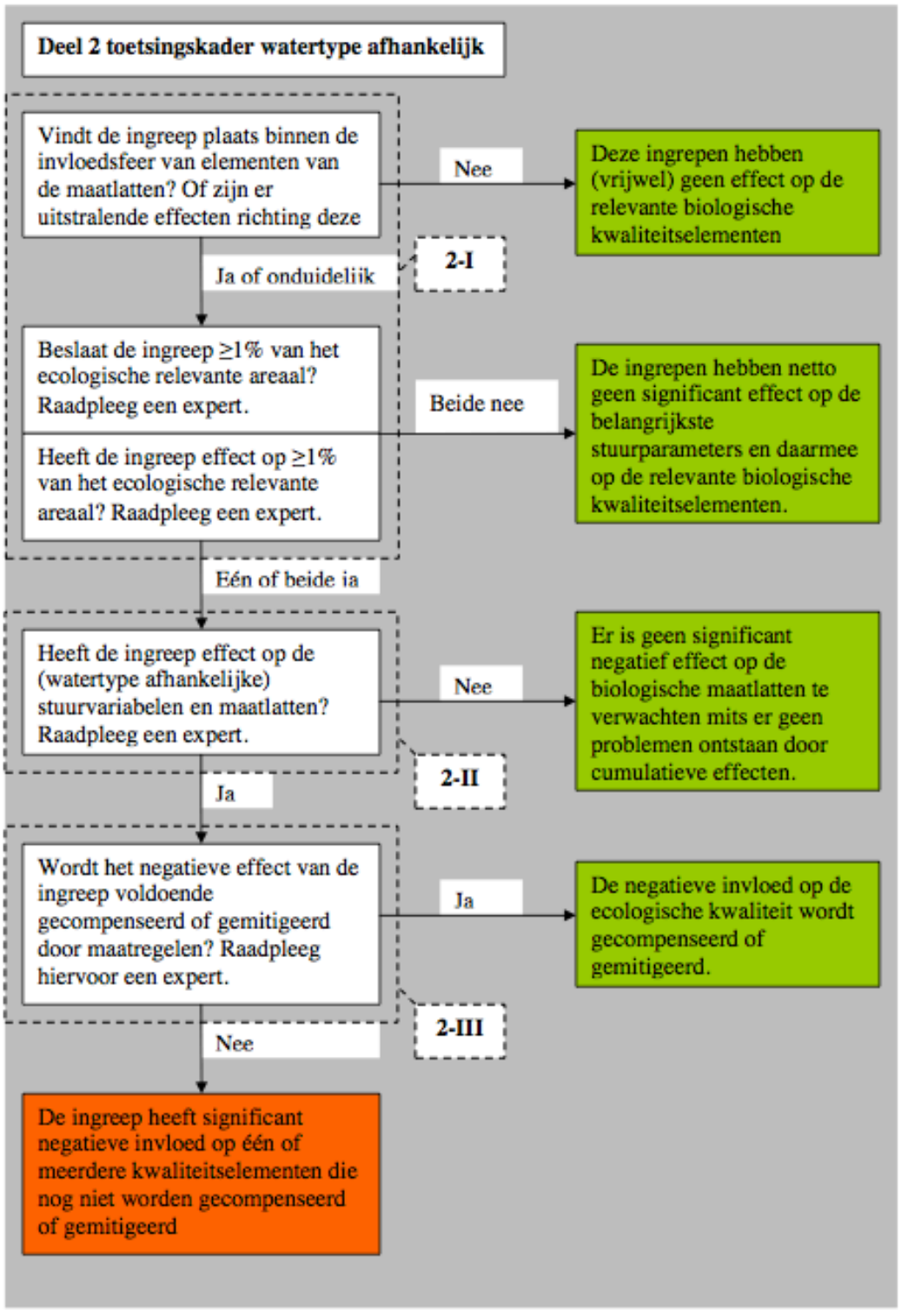


*NB. De mengzone kent verschillende zones en eisen. Mengzone A is de zone dicht bij het lozingspunt, deze grens ligt op 0,25 * breedte waterlichaam met een maximum afstand van 25 m. Daarbinnen mogen geen acute effecten optreden. Mengzone B is de grens waarbij er geen noemenswaardige toename meer zichtbaar mag zijn. Deze grens ligt op 4 * breedte met een maximum van 1000 m.*

Figuur 1 Beslisschema chemie



Figuur 2 Beslisschema ecologie: algemeen gedeelte



Figuur 3 Beslisschema ecologie: watertype specifiek

Eindresultaat van de stroomschema's

In de stroomschema's is met groen aangegeven wanneer de effecten niet aanwezig of niet significant zijn of dat ze voldoende worden gemitigeerd/gecompenseerd. In dat geval kan de vergunning voor de ingreep worden verleend. Met oranje is aangegeven wanneer de negatieve effecten als significant worden ingeschat. Om toch tot vergunningverlening over te kunnen gaan zullen dan aanvullende voorwaarden worden overwogen. Is het mitigeren of compenseren van de negatieve effecten van de ingreep hiermee ook niet mogelijk dan zal vergunning niet of slechts onder aanvullende voorwaarden mogelijk zijn. Dit toetsingskader is een richtlijn. Bij het doorlopen moet men blijven nadenken en het kader dus niet te stringent doorlopen. Wanneer de uitkomst van het schema 'groen' is dan moet daar altijd de gedachte 'ja, mits' bij geplaatst worden. Bij een 'oranje' uitkomst is het antwoord 'nee, tenzij'.

I.7 Literatuur

Ministerie van I&M, 2012. Besluit van 28 augustus 2012, houdende wijziging van het Besluit algemene regels ruimtelijke ordening en van het Besluit ruimtelijke ordening in verband met de toevoeging van enkele onderwerpen van nationaal ruimtelijk belang, Stb 388 (2012).

Ministerie van LNV, 2009. Besluit van de Minister van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit van 28 augustus 2009, nr. 25344, houdende vaststelling van geactualiseerde Rode lijsten flora en fauna.

Ministerie van LNV, 2005a. Algemene Handreiking Natuurbeschermingswet 1998. Ministerie van LNV, Den Haag.

Ministerie van LNV, 2005b. Buiten aan het werk? Houd tijdig rekening met beschermde dieren en planten! Ministerie van LNV, Den Haag.

Ministerie van LNV & IPO, 2007. Spelregels EHS. Ministerie van LNV/IPO, Den Haag.

www.wetten.nl.

omgevingsvergunning.vrom.nl/

www.vrom.nl/pagina.html?id=3410 (nota ruimte)

Steunpunt Natura 2000 (2010). Leidraad bepaling significantie. Nadere uitleg van het begrip 'significante gevolgen' uit de Natuurbeschermingswet. versie 27 mei 2010. RegieBureau Natura 2000, Utrecht.

Steunpunt Natura 2000 (2007). Toepassing begrippenkader Natuurbeschermingswet 1998. Intern werkdocument voor opstellers beheerplannen Natura 2000 en vergunningverleners Nb-wet. RegieBureau Natura 2000, Utrecht.

Steunpunt Natura 2000 (2008). Aanvulling op 'Toepassing begrippenkader Nb-wet '98' • Bestaand gebruik • Externe Werking. Intern werkdocument voor opstellers beheerplannen Natura 2000 en vergunningverleners Nb-wet. RegieBureau Natura 2000, Utrecht.

Bijlage II: Trekroutes van vogels over de Noordzee

Deze bijlage bevat kaarten met indicatieve vliegbanen van trekvogels op de Nederlandse Noordzee overgenomen uit Lensink & van der Winden (1997), Lensink (2013) in Leopold *et al.* (2013) en Jaspers Faijer & van Dam (2013) zoals ook samengevat in Fijn & Poot (2014).

Literatuur

Fijn, R.C. & M.J.M. Poot 2014. Vliegintensiteit en vliegroutes van vogels boven kavel Borssele. Notitie 14-528/14.04045/RubFi, Bureau Waardenburg, Culemborg.

Jaspers Faijer, M. & P. van Dam 2013. Cumulative Effects of Offshore Wind Farms in the North Sea. – Discussion Report. Project number 712030. Pondera Consult, Hengelo.

Lensink R. & J. van der Winden 1997. Trek van niet-zeevogels langs en over de Noordzee: een verkenning. Rapport 97-023, Bureau Waardenburg, Culemborg.

Leopold M.F., E.M. Dijkman, E. Winter, R. Lensink & M.M. Scholl. 2013. “Windenergie binnen 12 mijl” in relatie tot ecologie. Rapport C034b/13. Imares Wageningen UR, Wageningen.

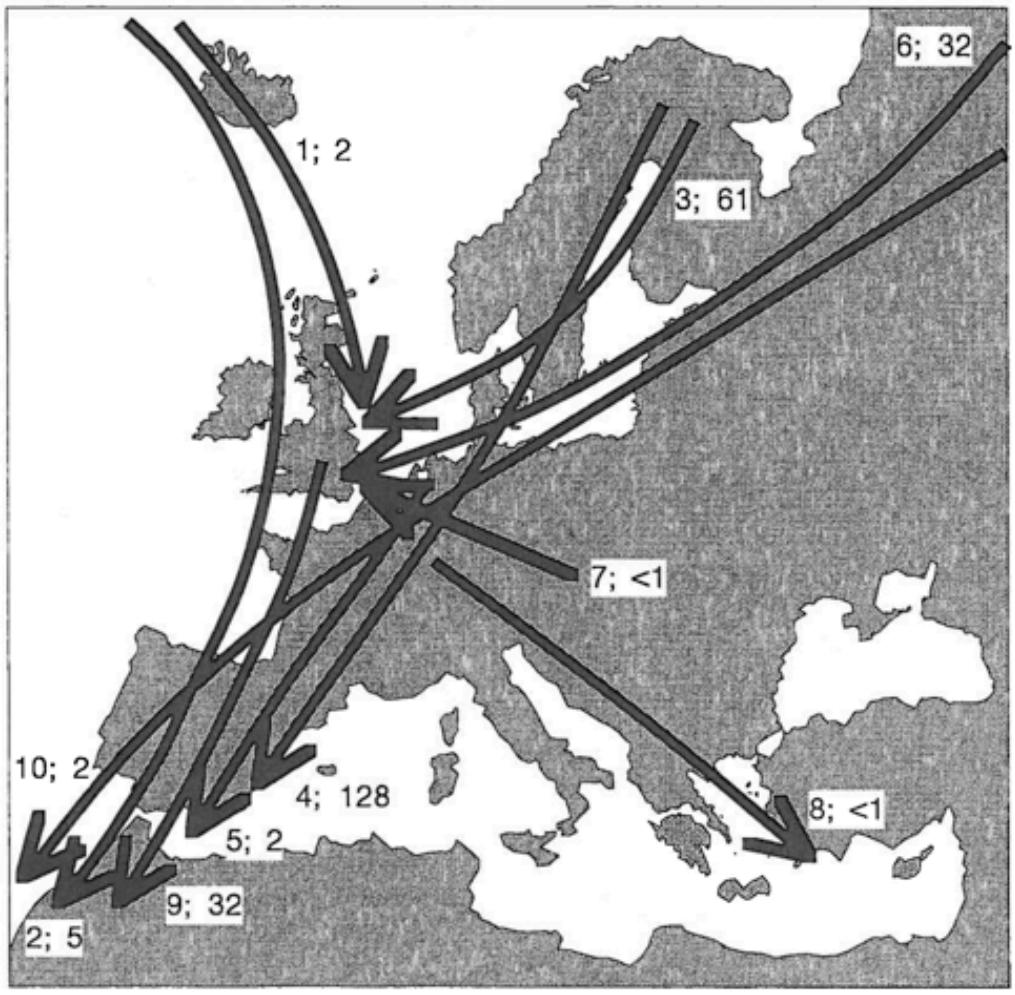


Figure II.1 De belangrijkste trekroutes van vogels die de Noordzee oversteken (naar Lensink & van der Winden 1997). Naast elke individuele pijl staan indicatieve aantallen trekvogels in miljoenen.

Figure II.I: Northern Gannet

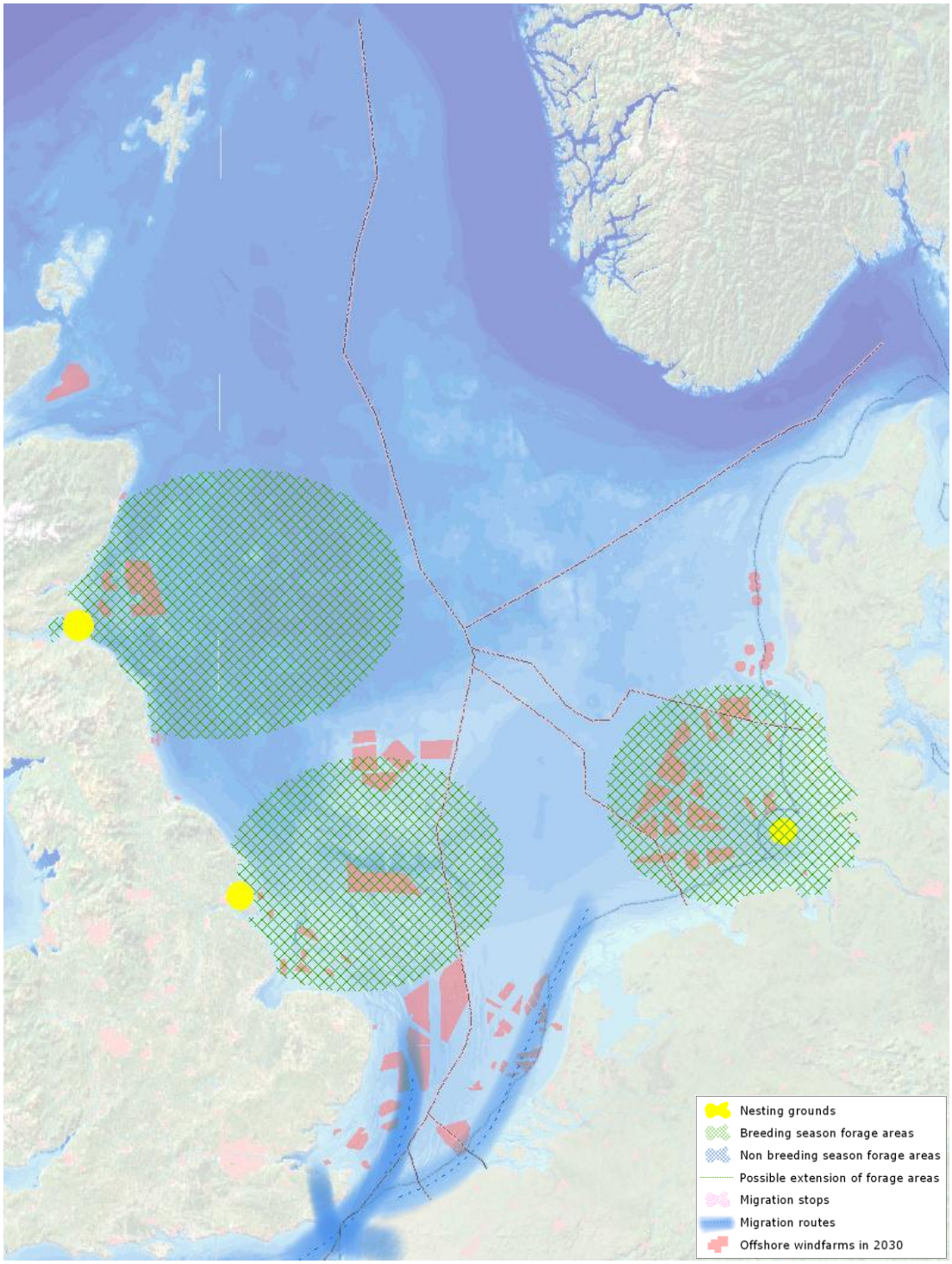


Figure II.II: Lesser Black-backed Gull (Texel colony)

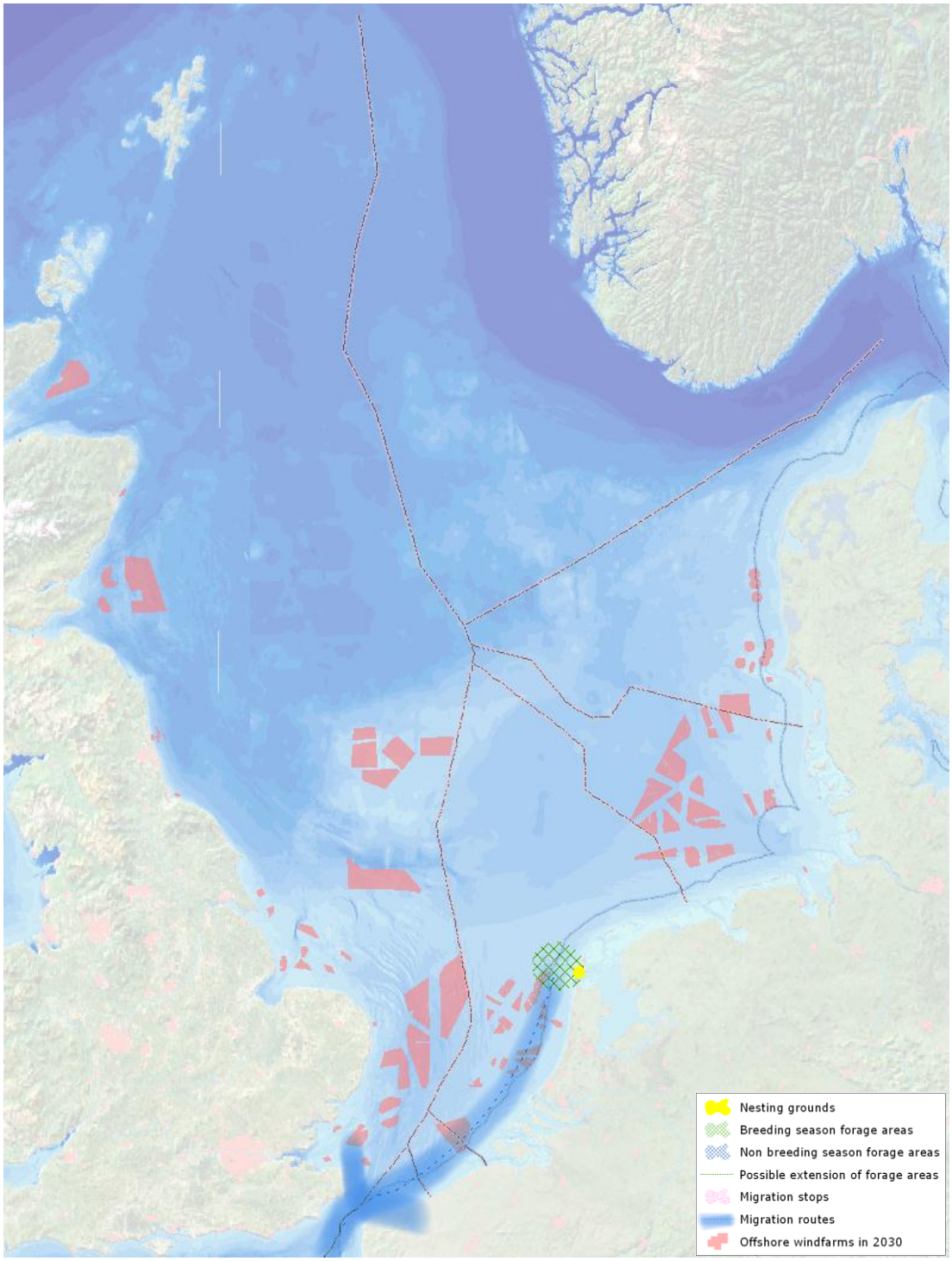


Figure II.III: Sandwich Tern (main Dutch breeding colonies)

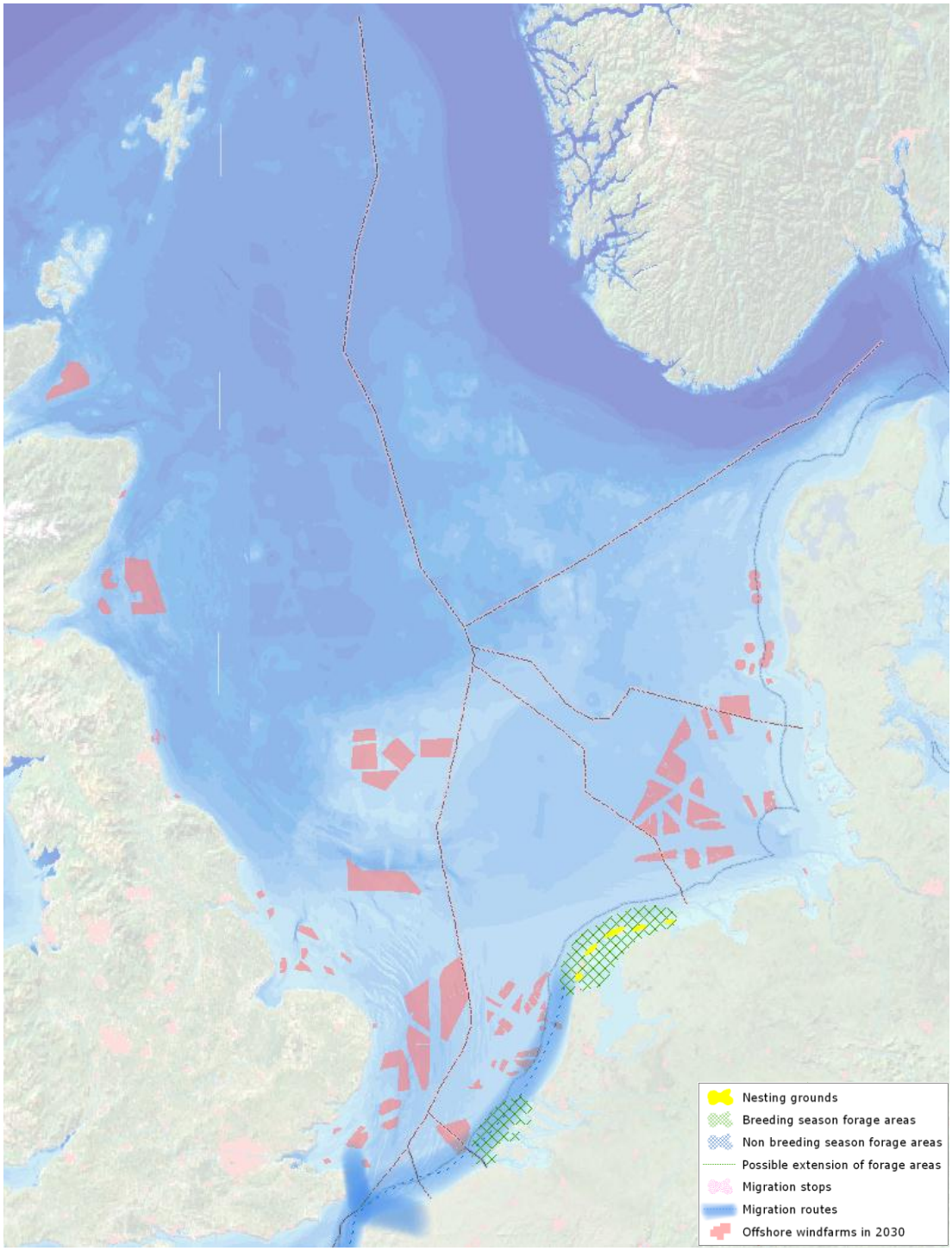


Figure II.IV: Razorbill & Common Guillemot

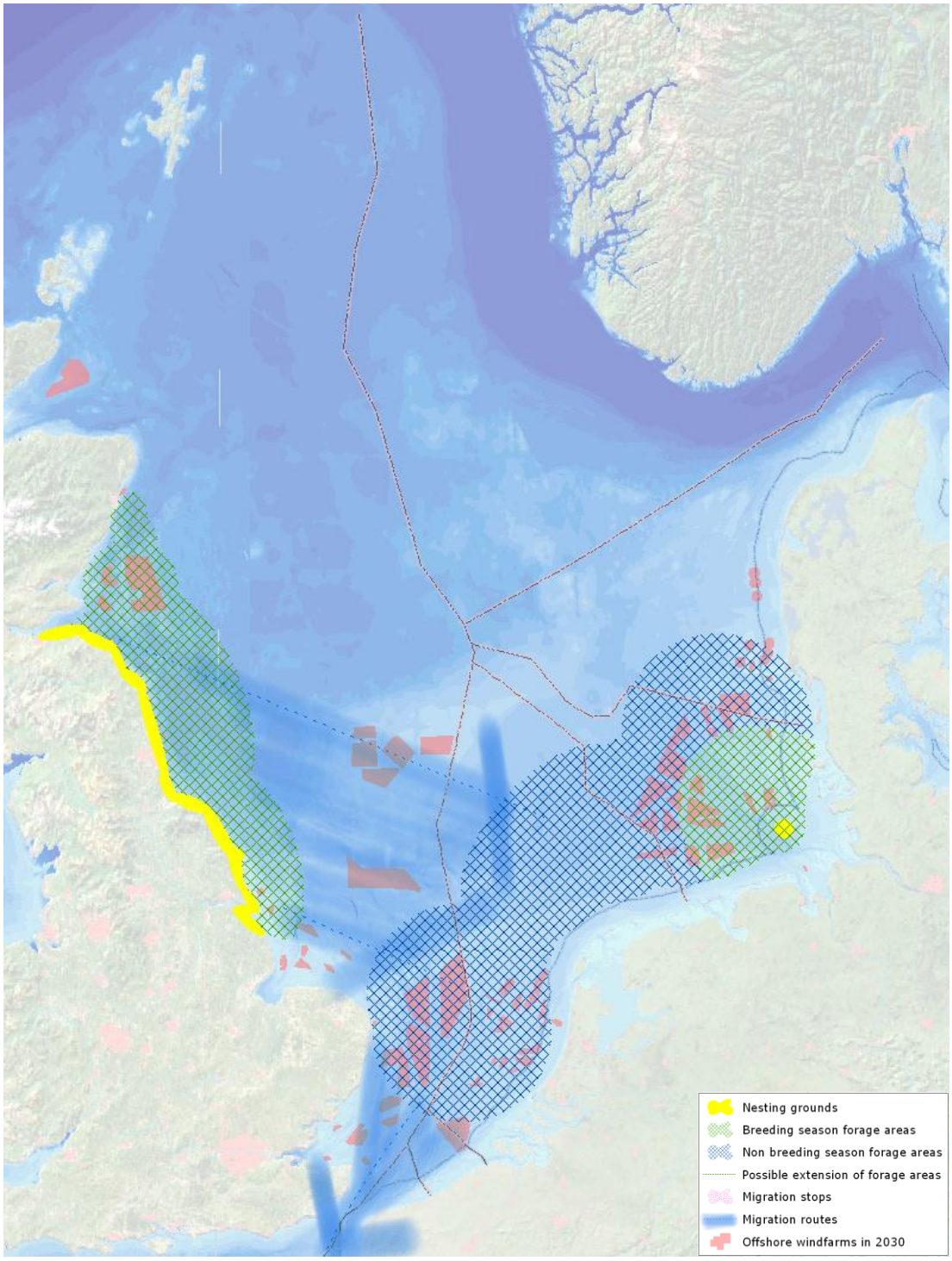


Figure II.V: Great Skua

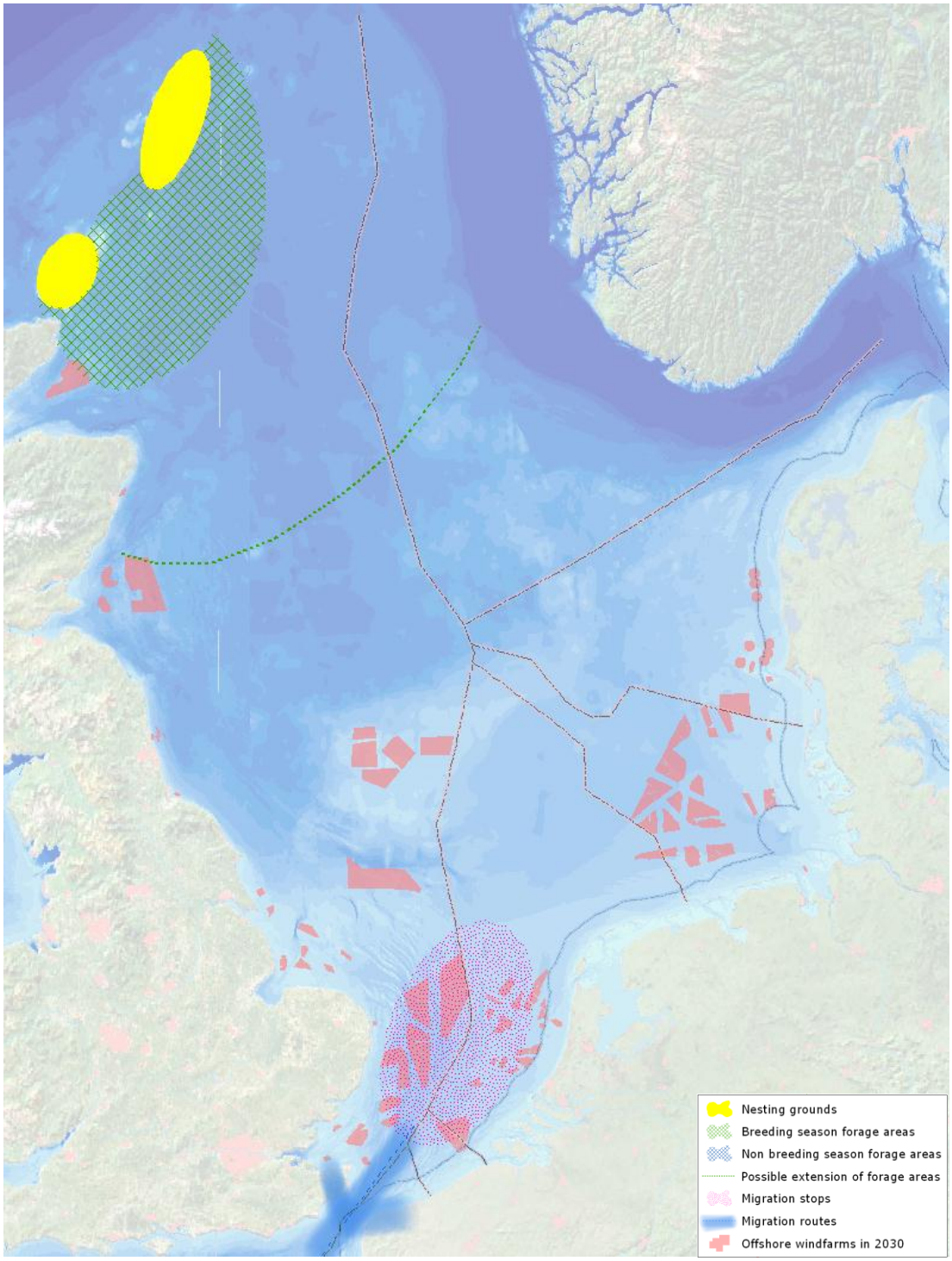


Figure II.VI: Black-legged Kittiwake

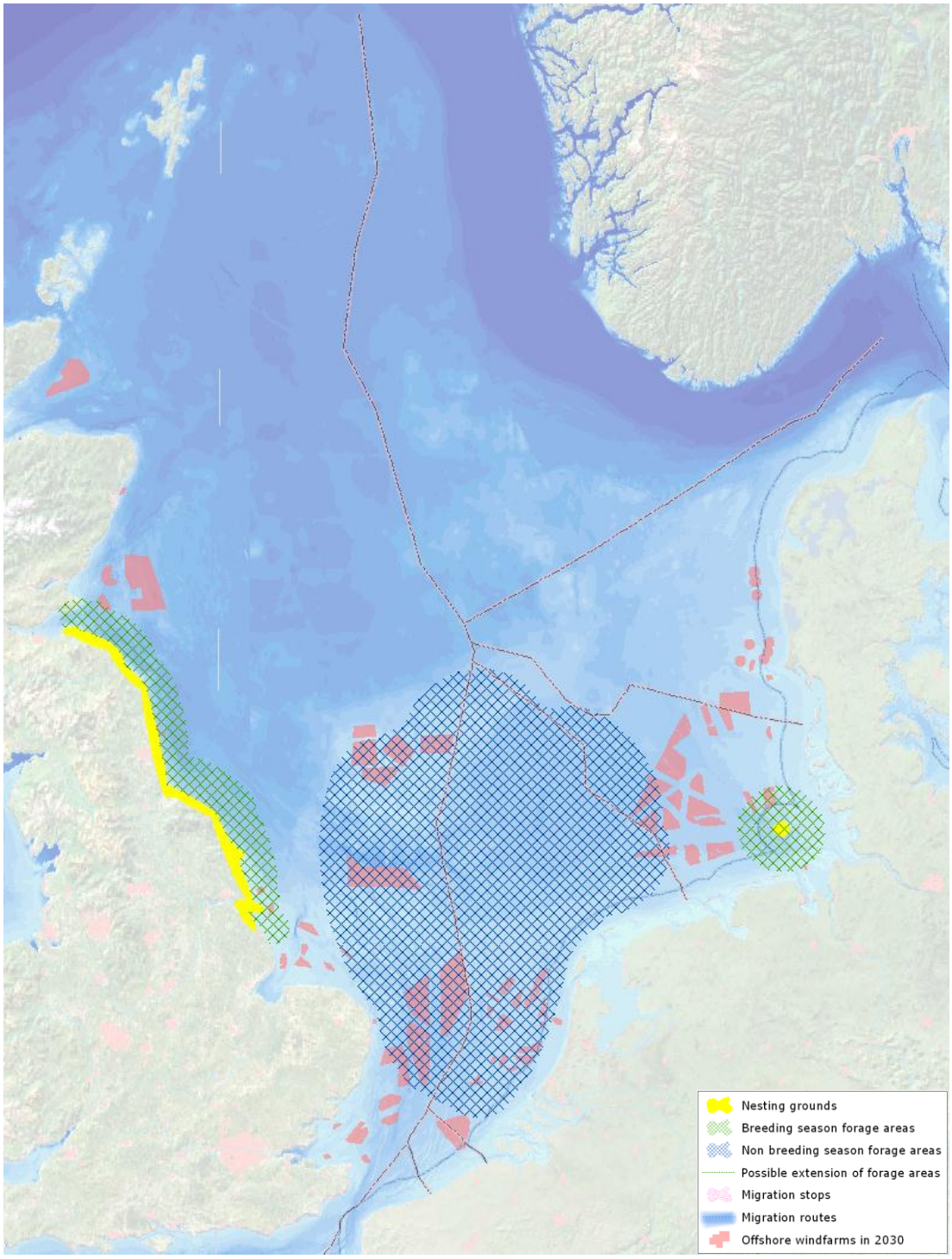


Figure II.VII: Common Scoter

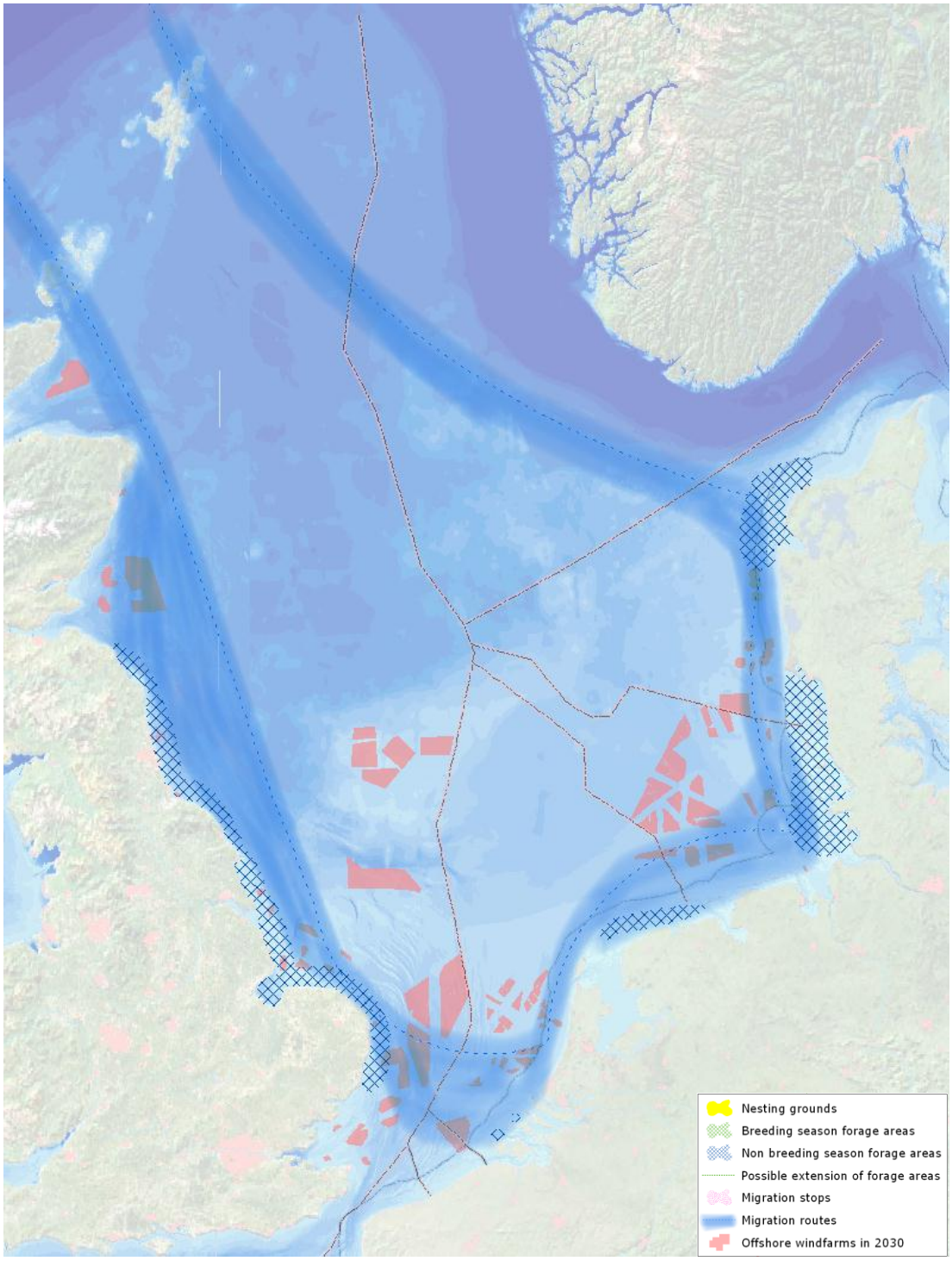


Figure II.VIII: Red-throated Diver

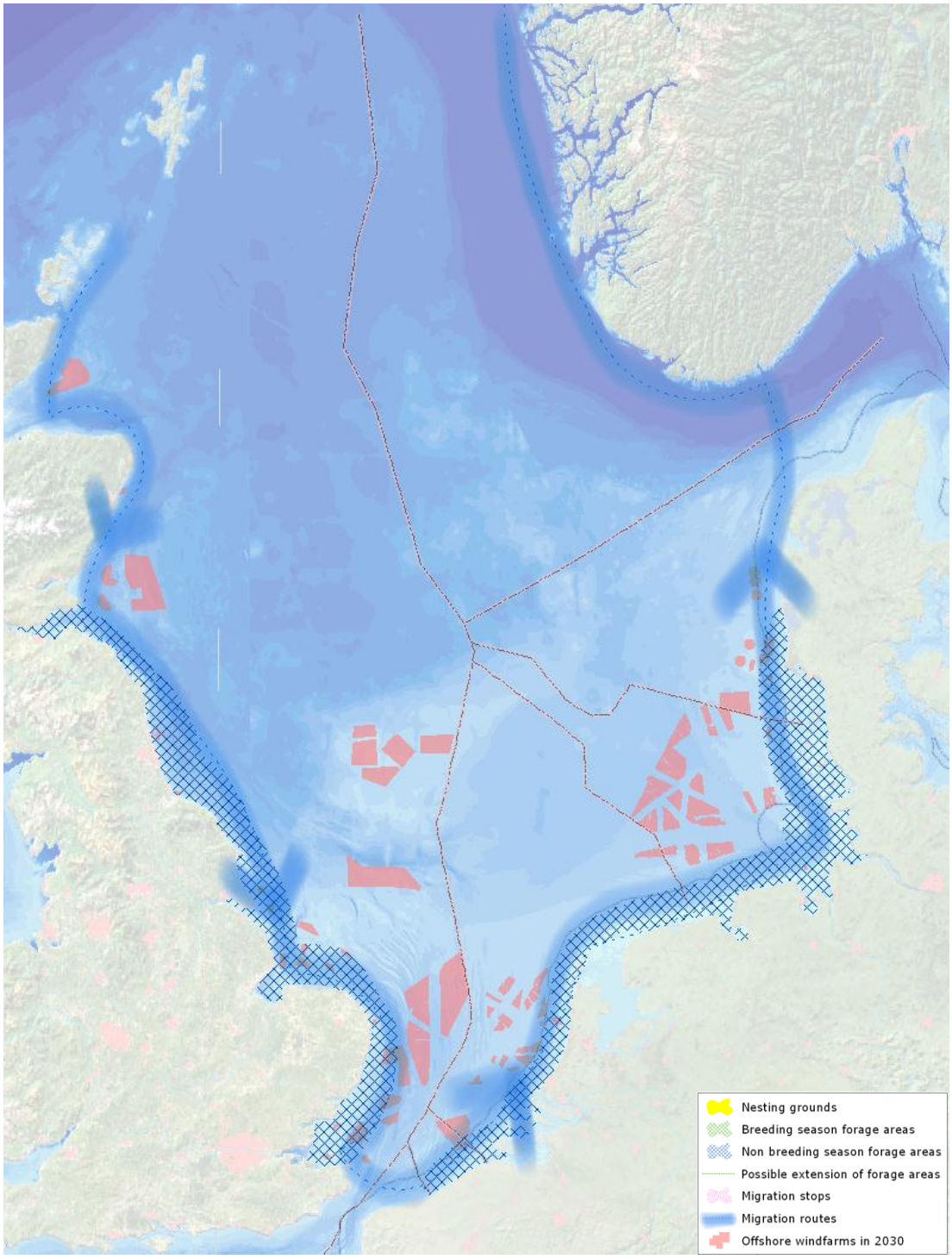


Figure II.IX: Bewick's Swan

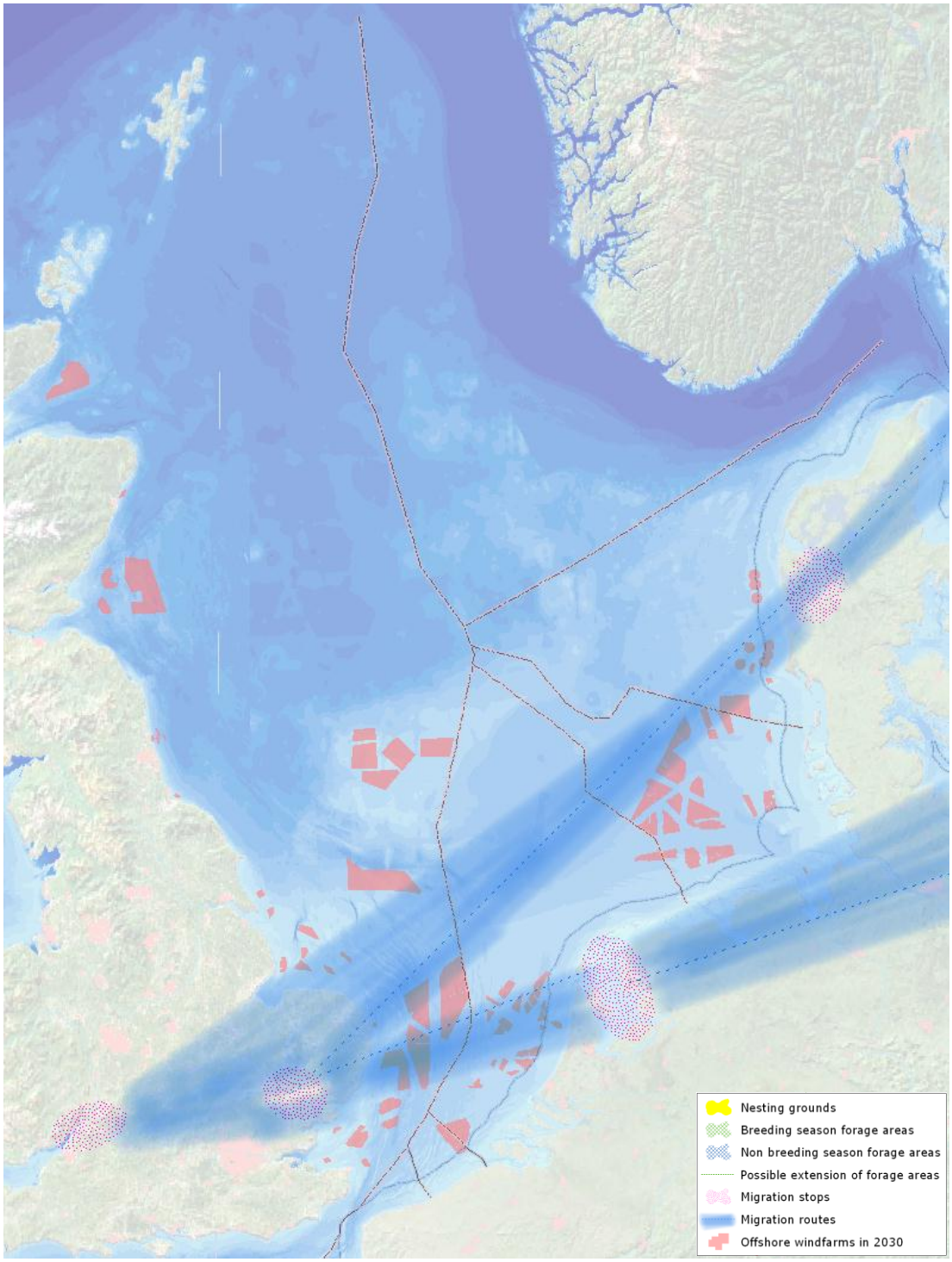
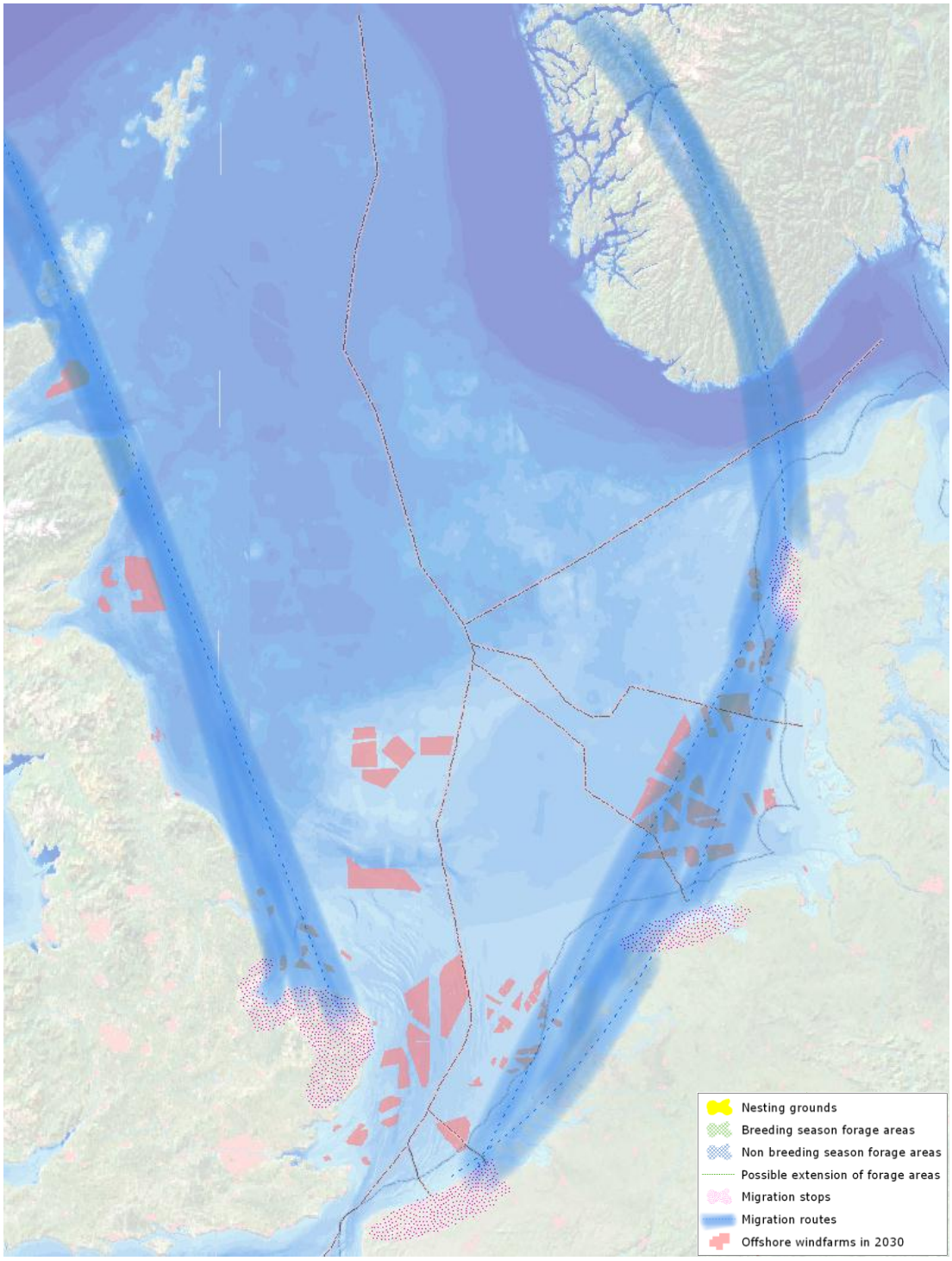
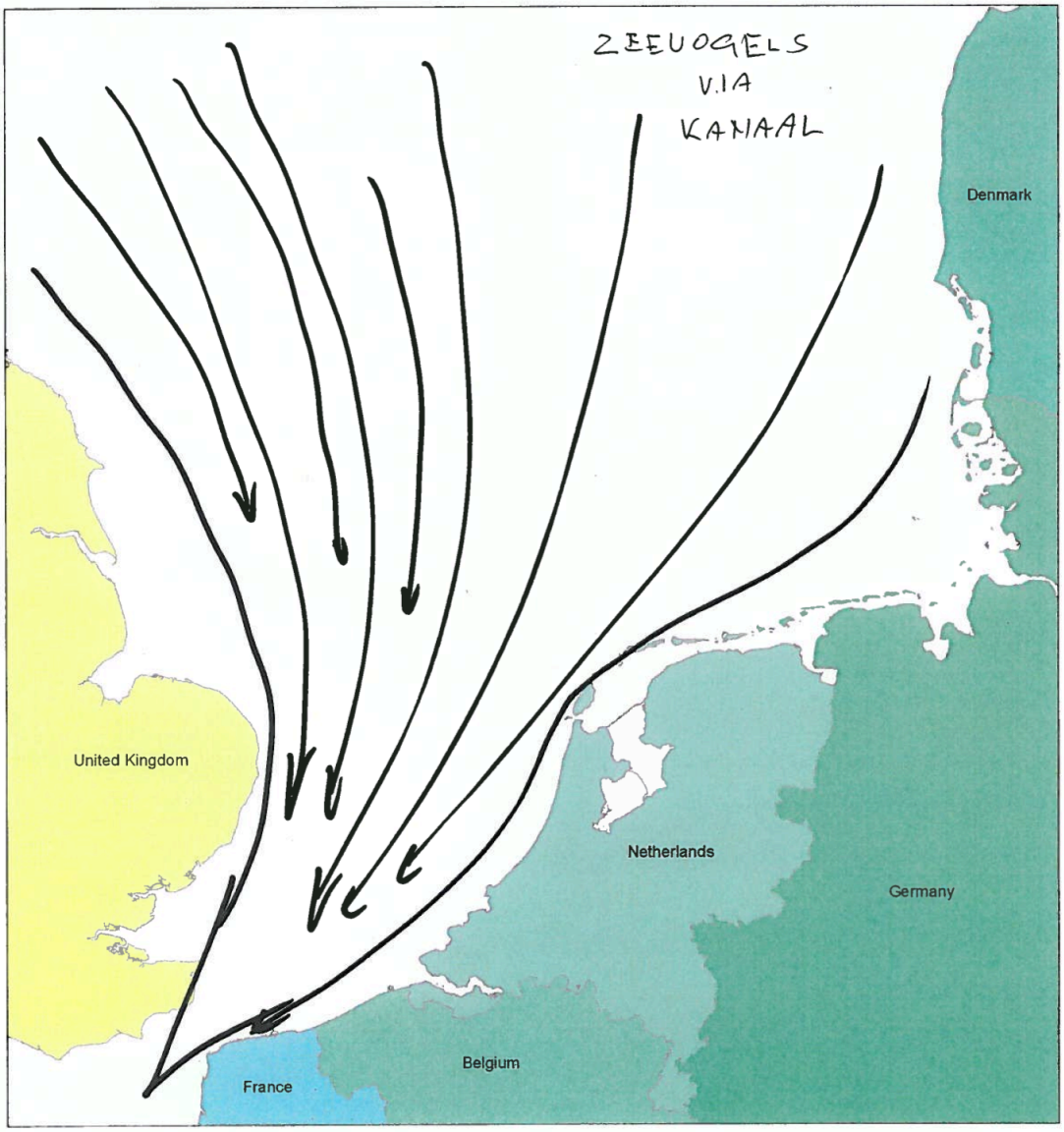
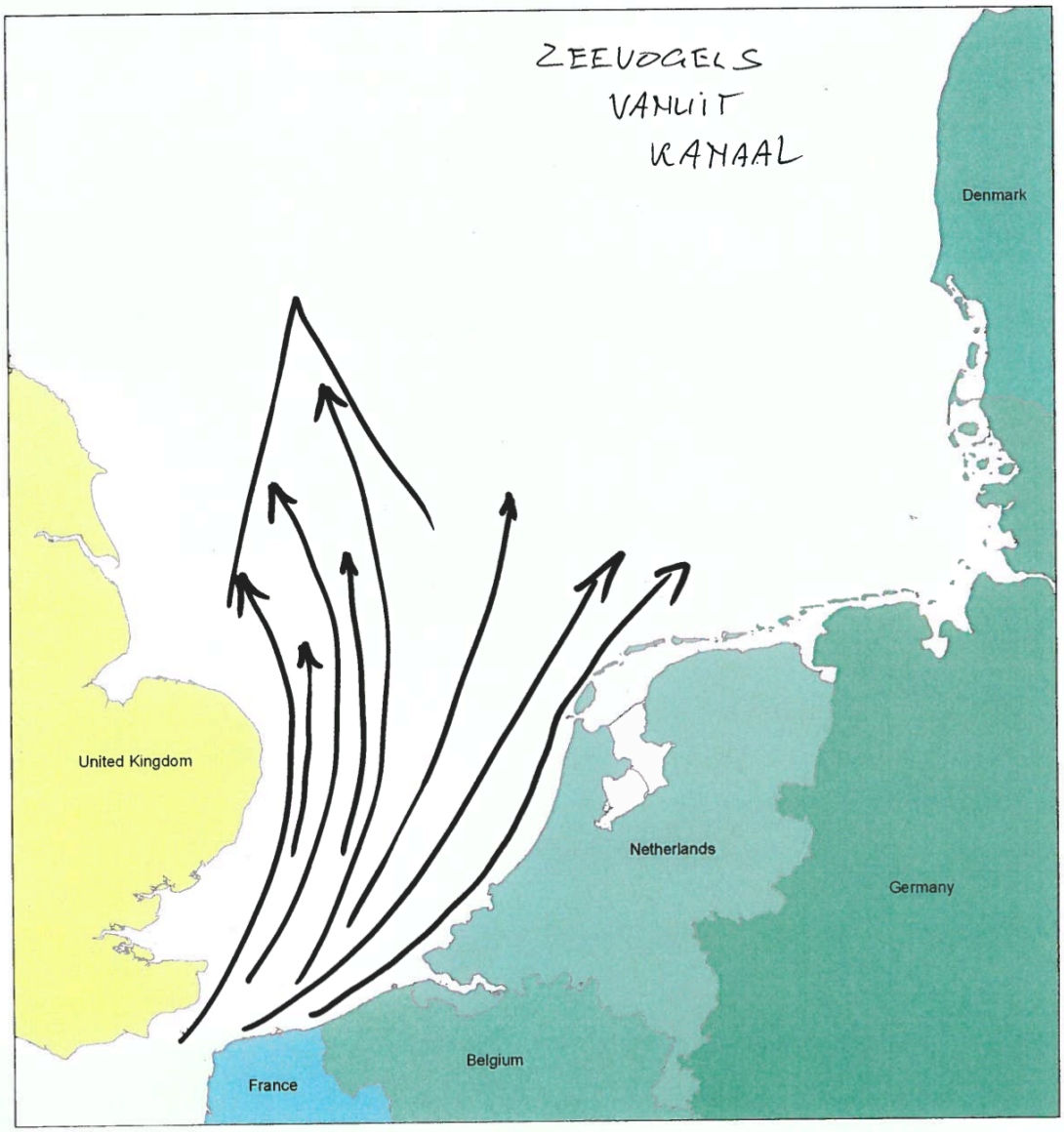
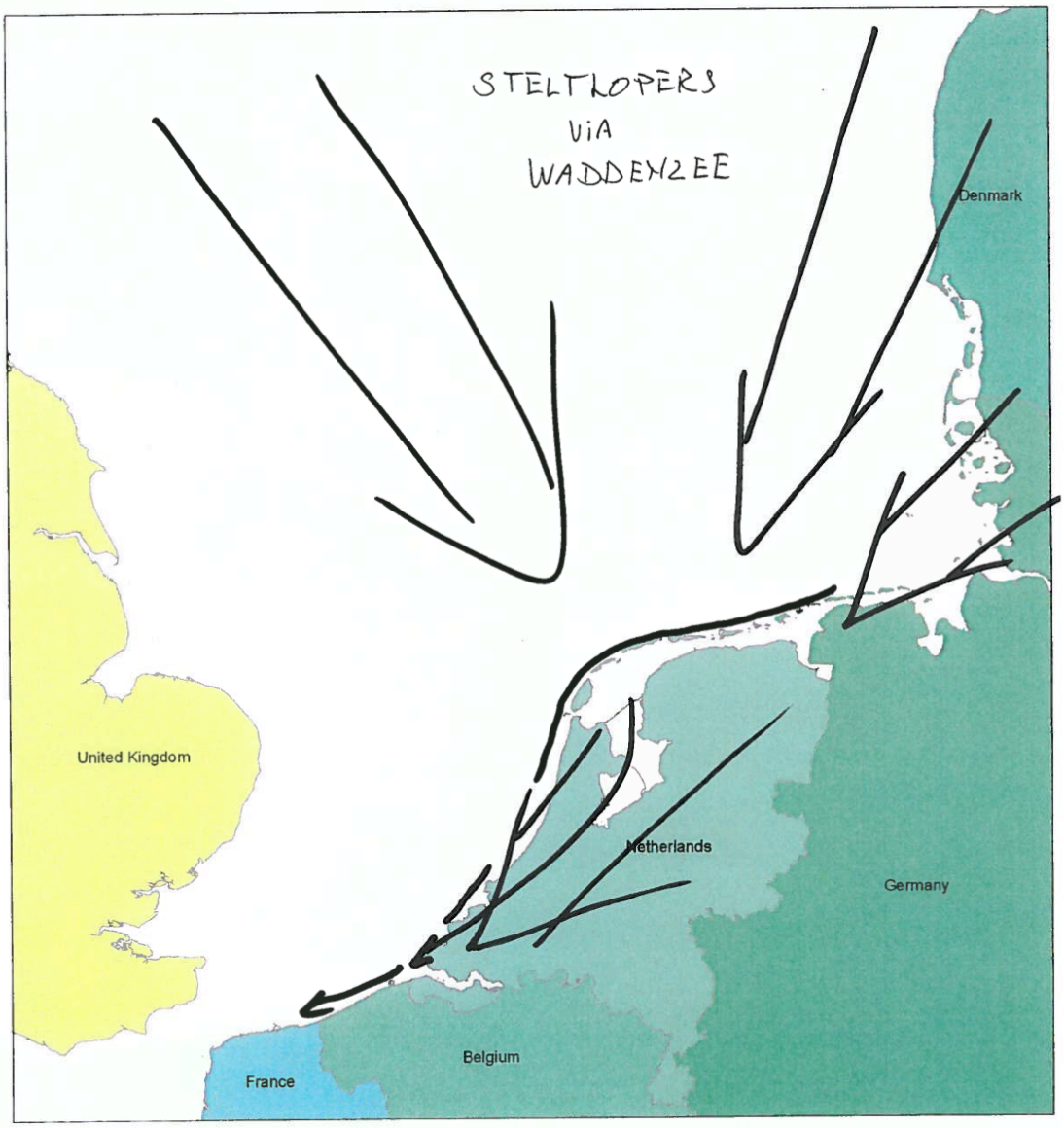


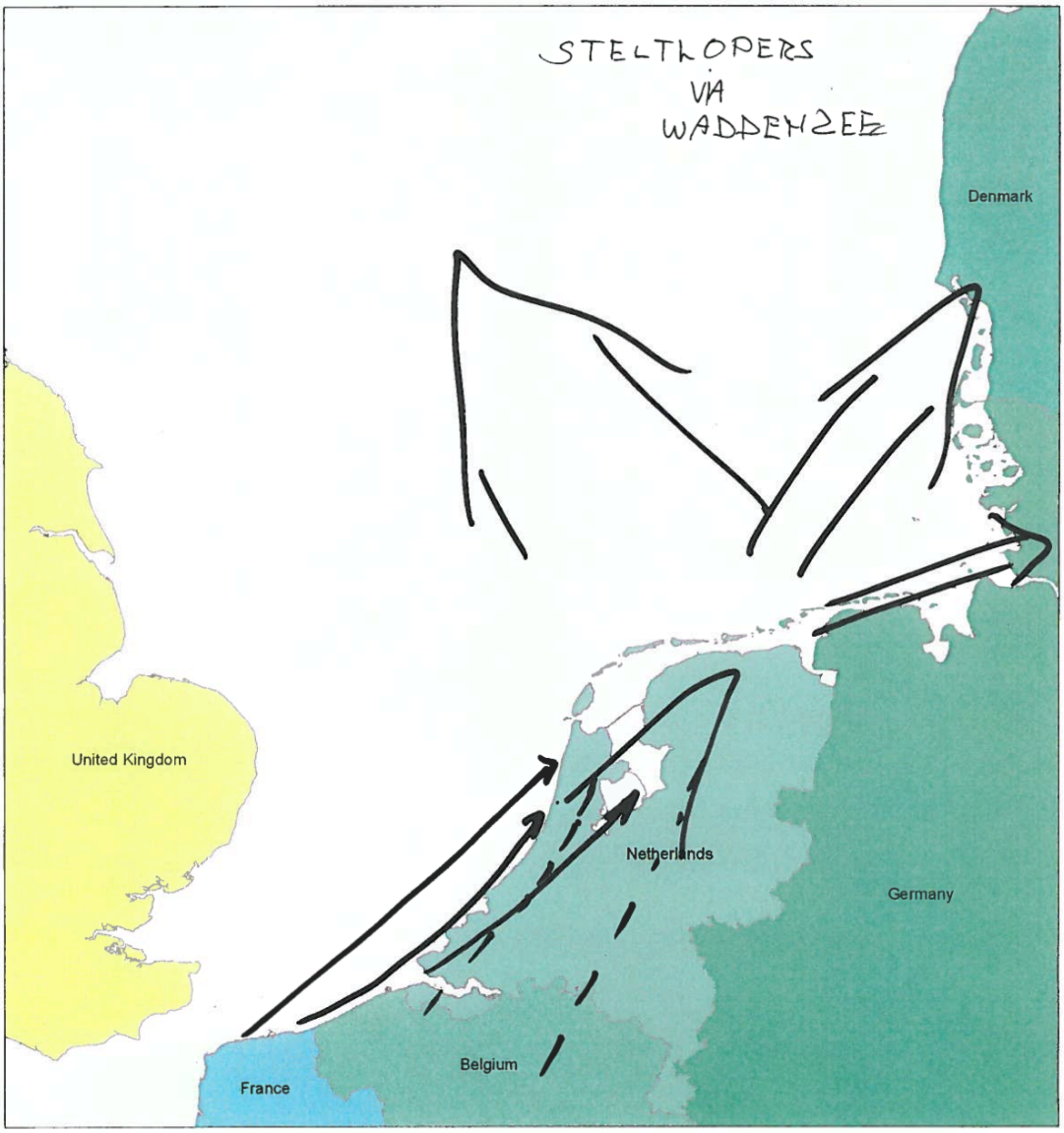
Figure II.X: Pink-footed Goose

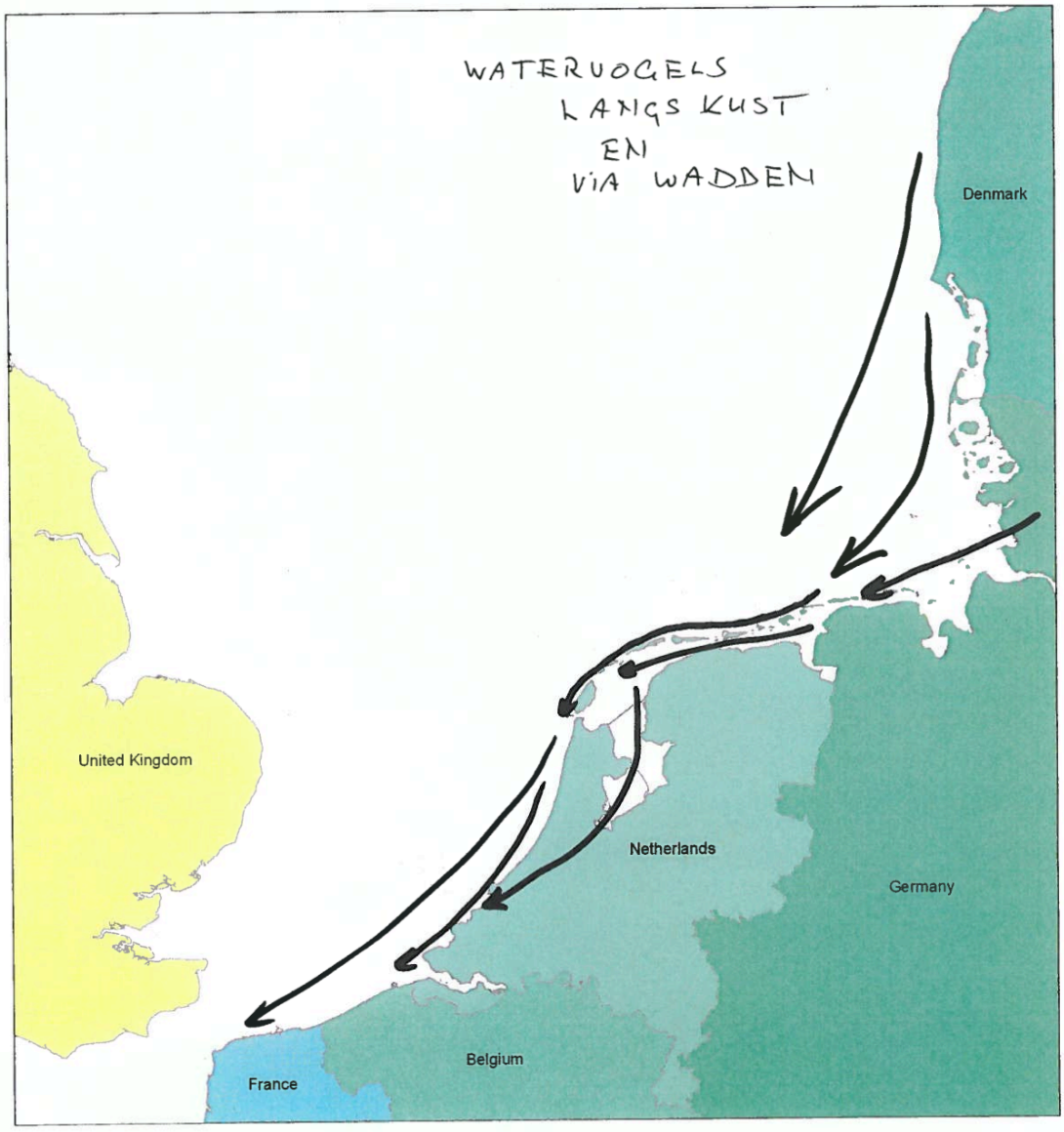


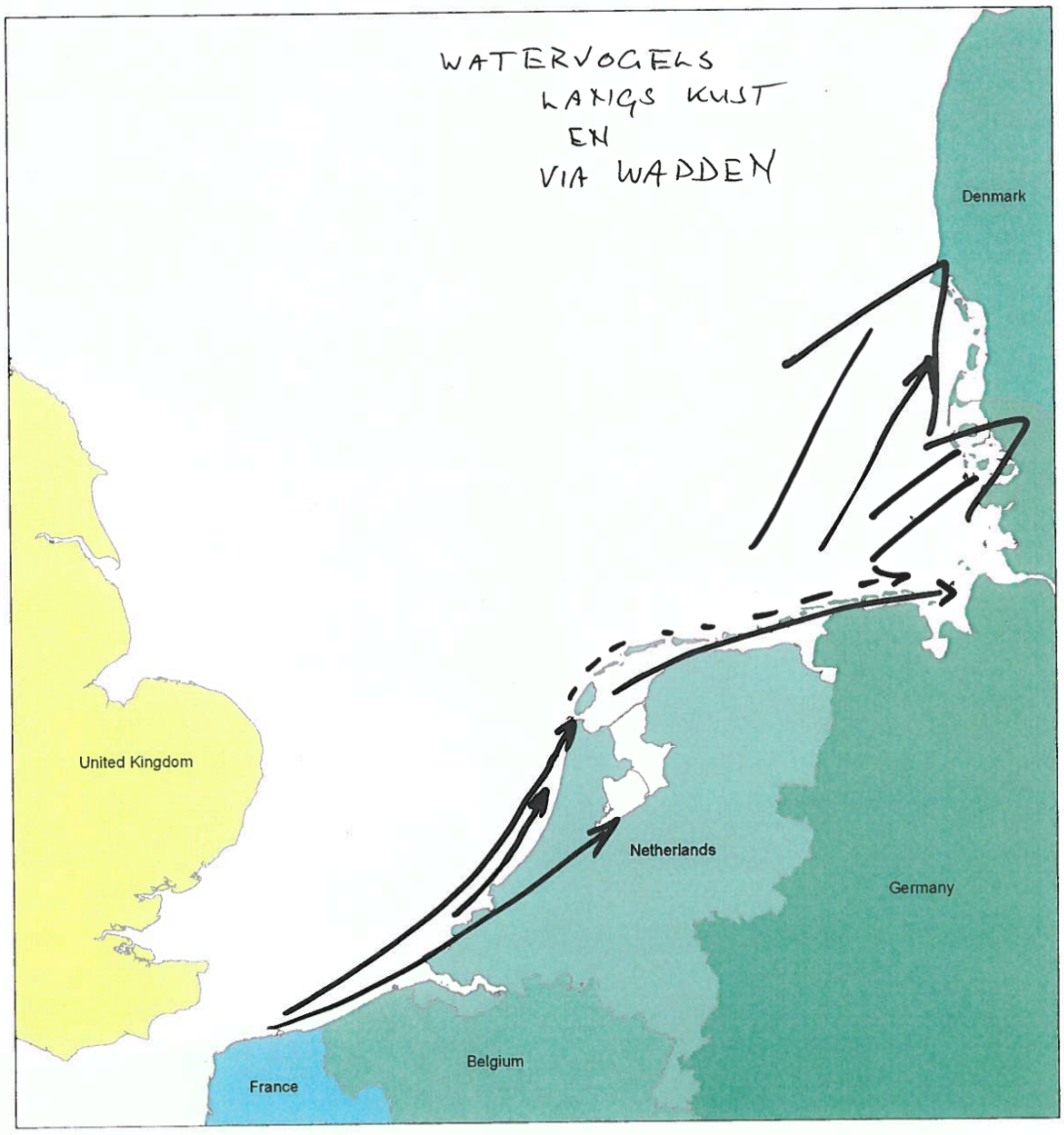

ZEEVOGELS
V.IA
KANAAL
Denmark
United Kingdom
Netherlands
Germany
Belgium
France

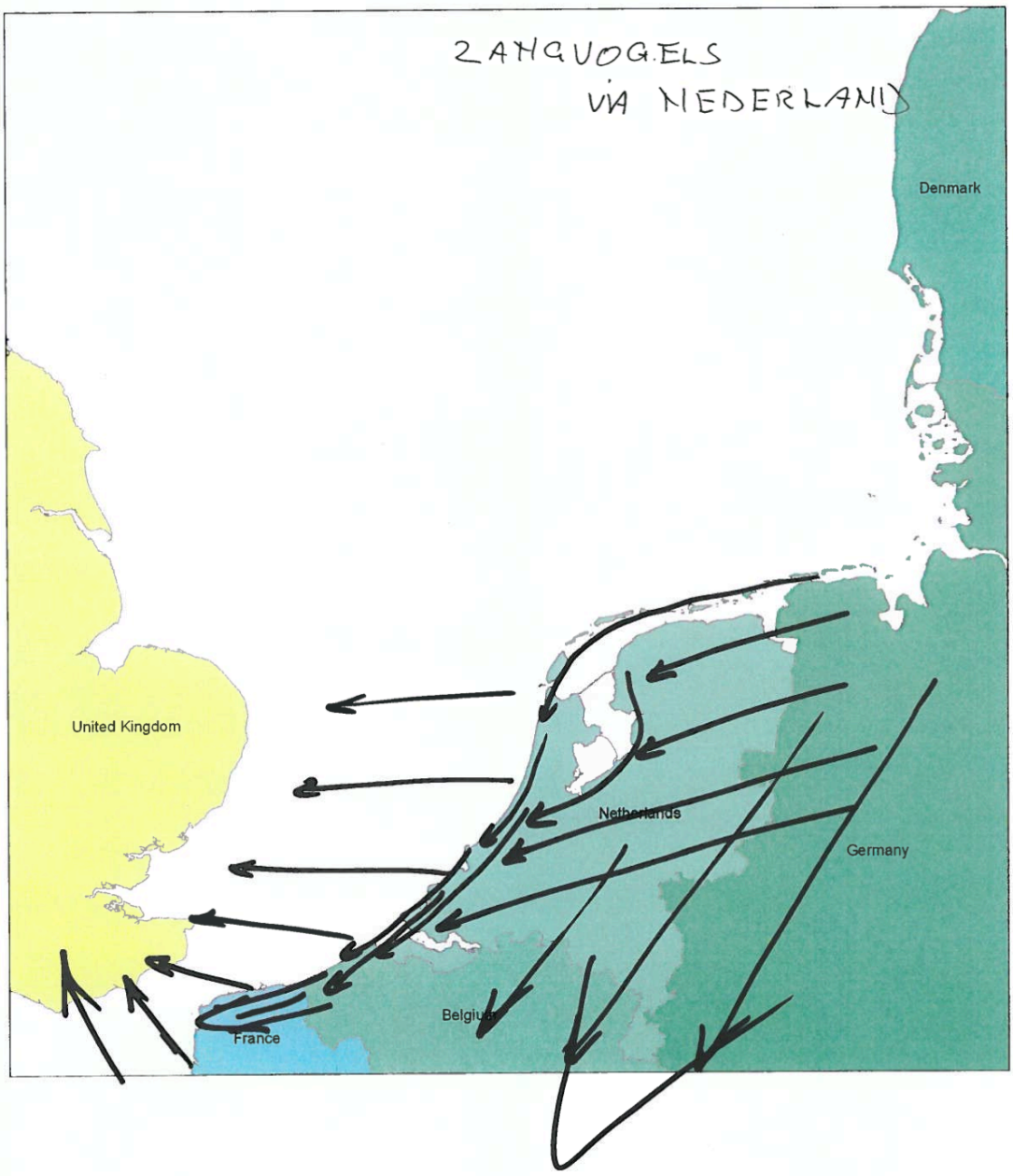

ZEEVOGELS
VANUIT
KANAAL
Denmark
United Kingdom
Netherlands
Germany
Belgium
France

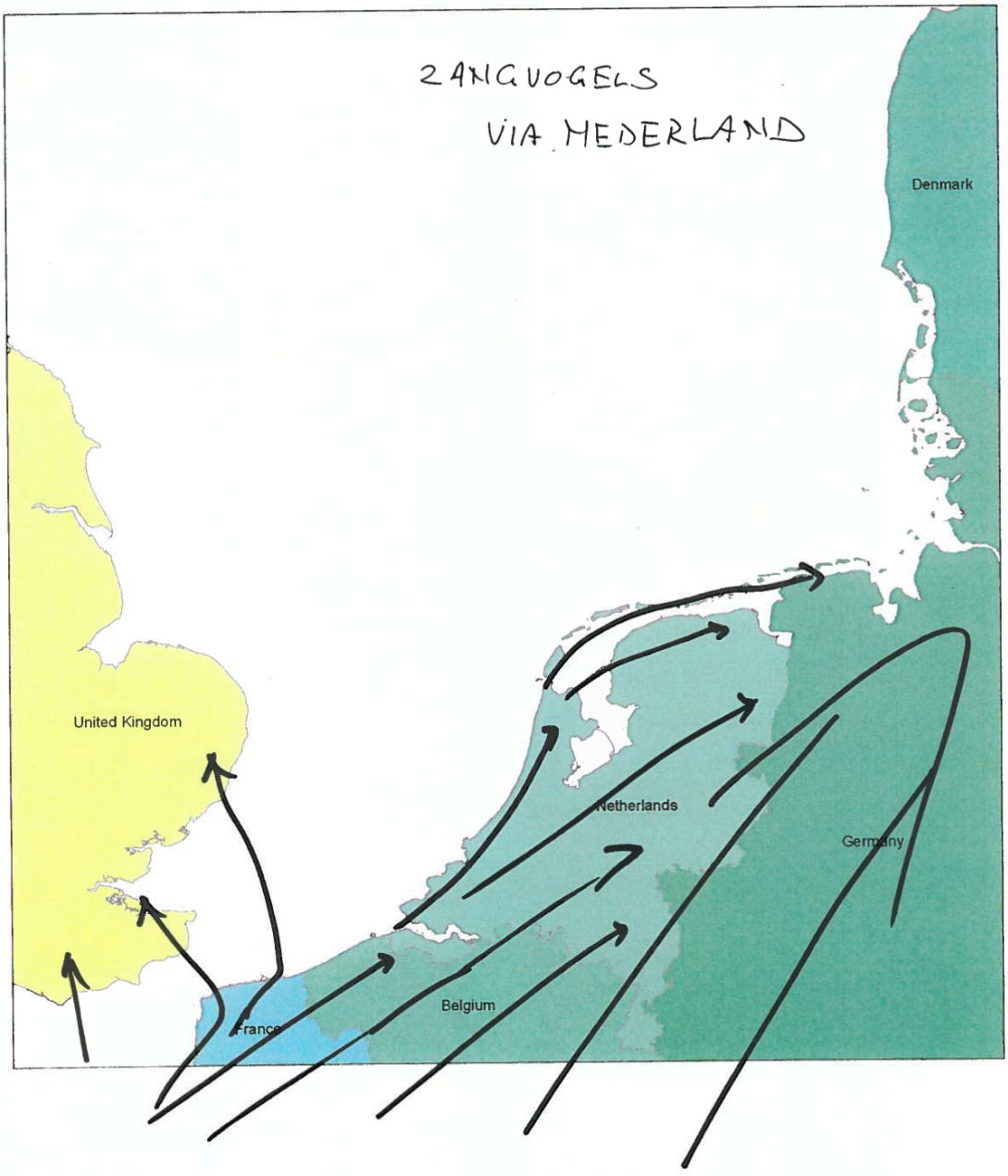

STELTLOPERS
VIA
WADDENZEE
Denmark
United Kingdom
Netherlands
Germany
Belgium
France

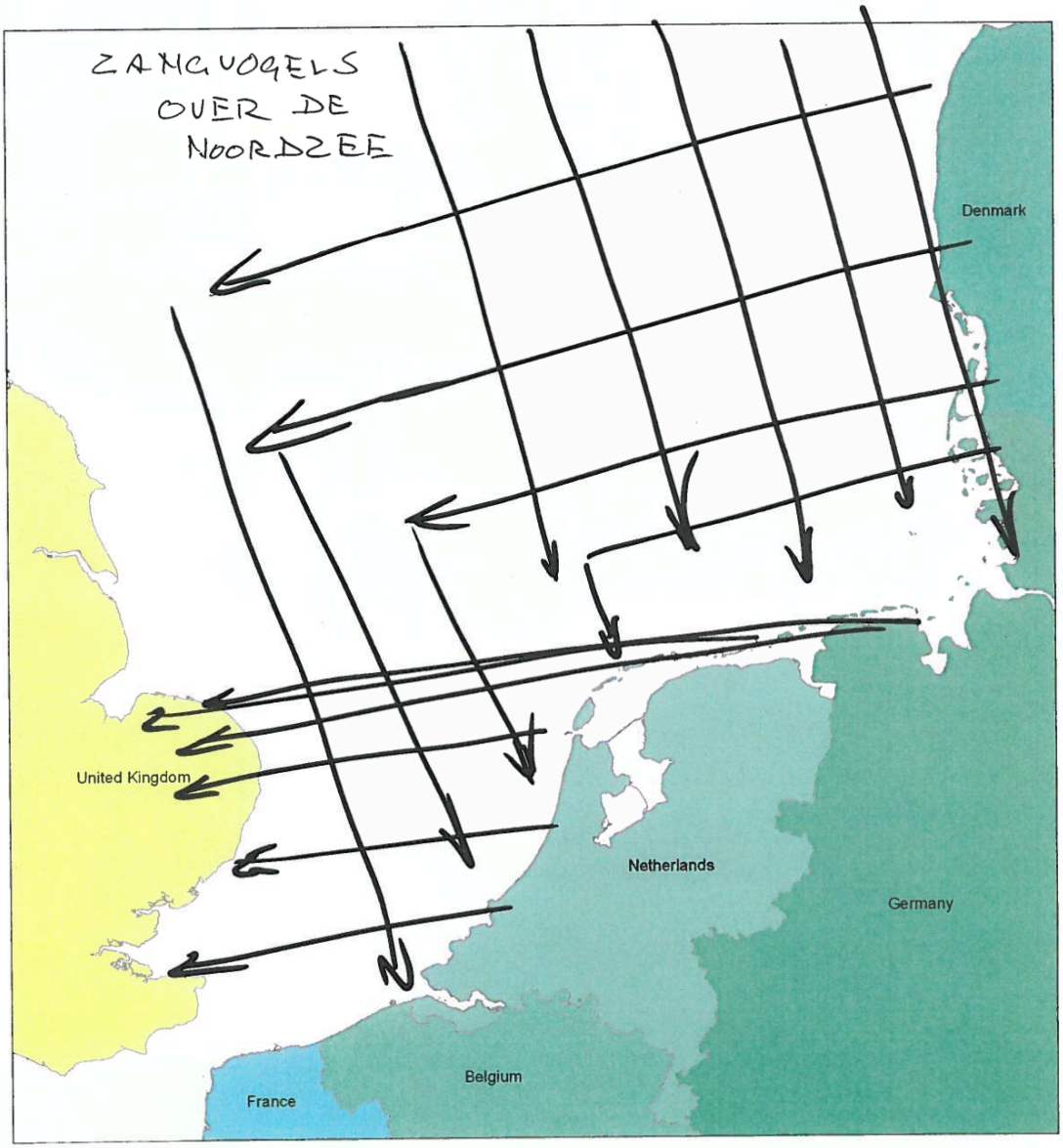

STELTLOPERS
VIA
WADDENZEE
Denmark
United Kingdom
Netherlands
Germany
Belgium
France

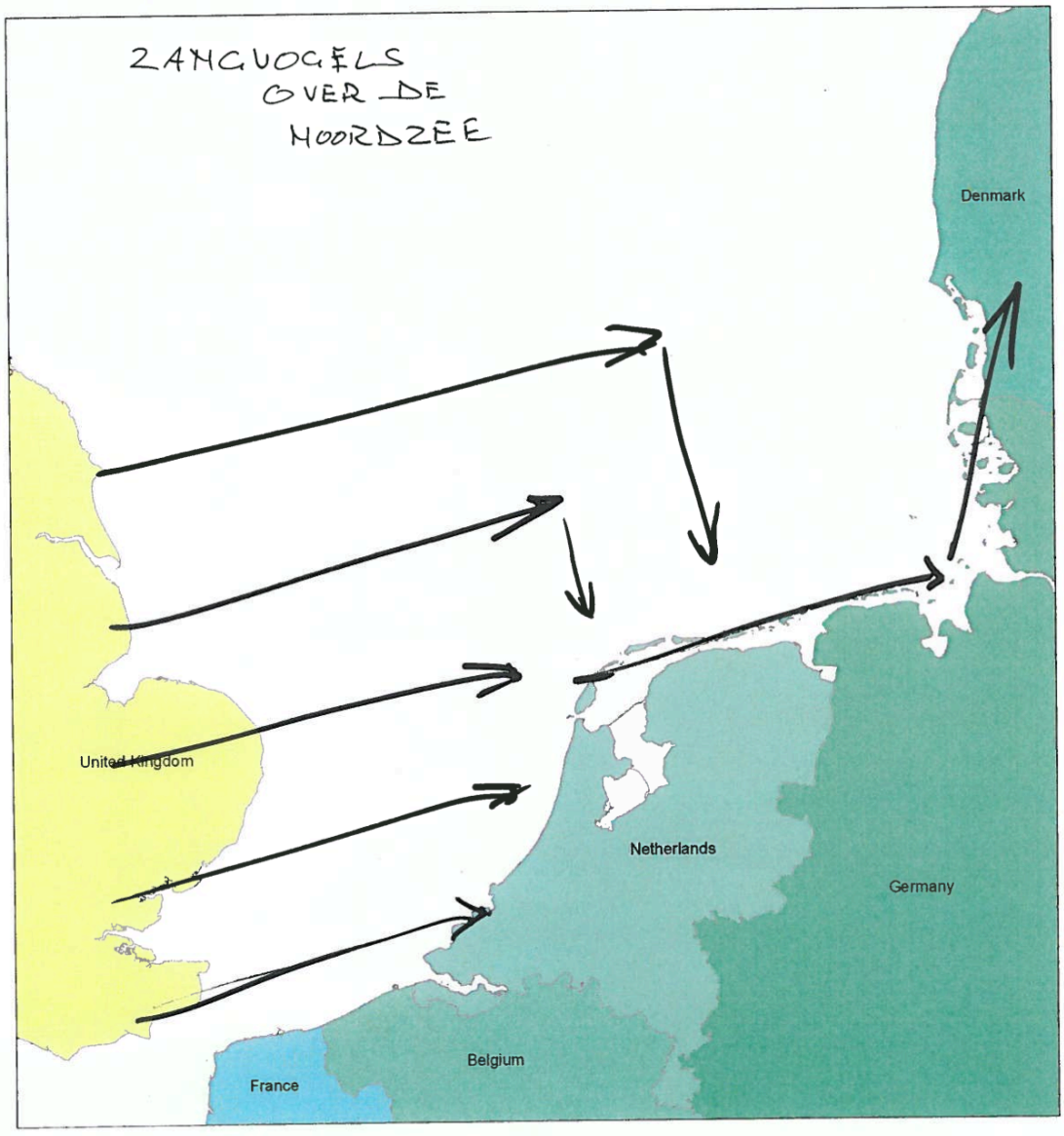

WATERVOGELS
LANGS KUST
EN
VIA WADDEN
Denmark
United Kingdom
Netherlands
Germany
Belgium
France

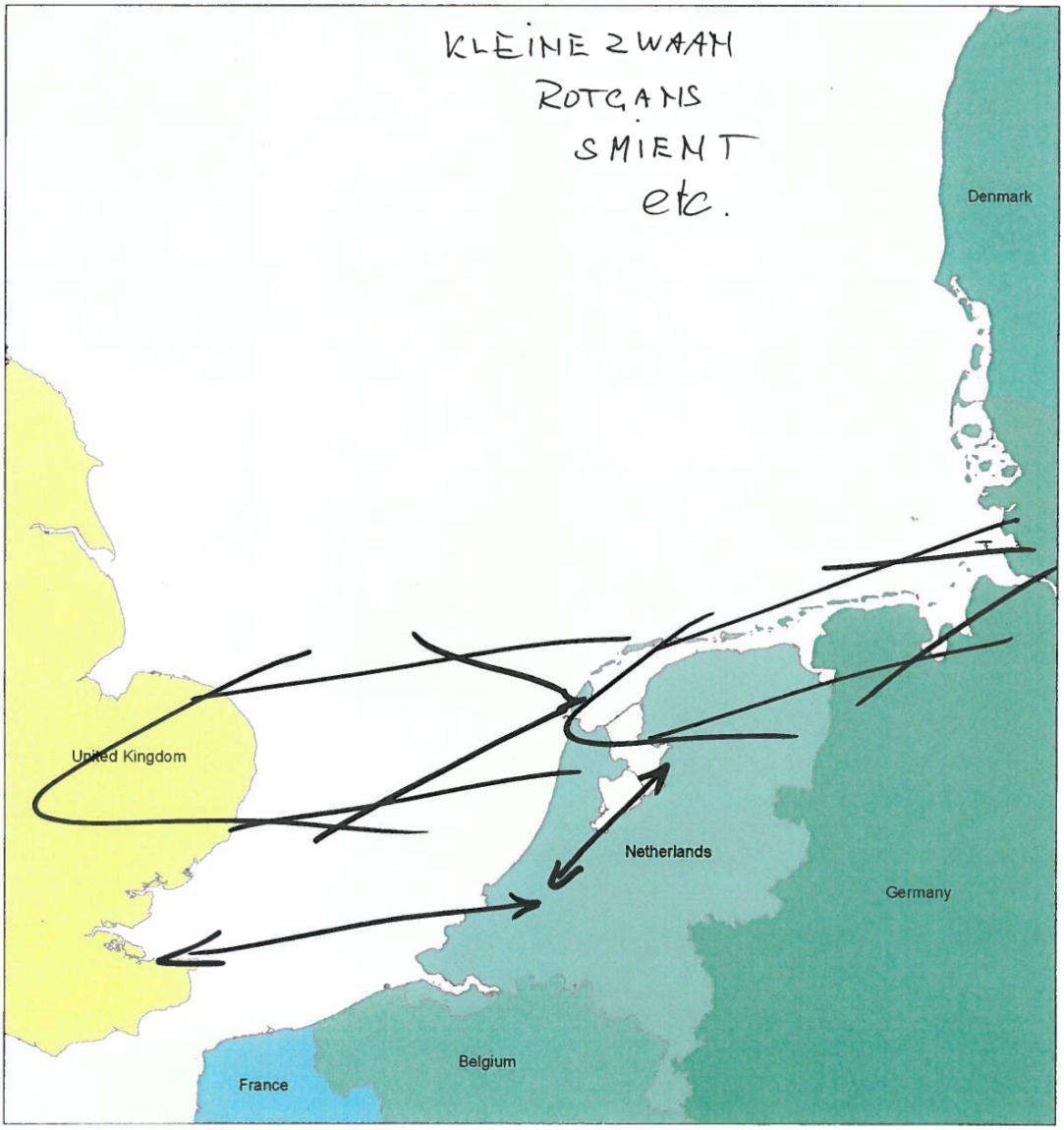

WATERVOGELS
LANGS KUST
EN
VIA WADDEN
Denmark
United Kingdom
Netherlands
Germany
Belgium
France


ZANGVOGELS
VIA NEDERLAND
Denmark
United Kingdom
Netherlands
Germany
Belgium
France


ZANGVOGELS
VIA NEDERLAND
Denmark
United Kingdom
Netherlands
Germany
Belgium
France


ZANGVOGELS
OVER DE
NOORDZEE
Denmark
United Kingdom
Netherlands
Germany
Belgium
France


ZANGVOGELS
OVER DE
NOORDZEE
Denmark
United Kingdom
Netherlands
Germany
Belgium
France


KLEINE ZWAAN
ROTGANS
SMIENT
etc.
Denmark
United Kingdom
Netherlands
Germany
Belgium
France

Bijlage III: Windturbines en vleermuizen

Inleiding
Vleermuizen kunnen door windturbines verstoord en/of gedood worden. Daarmee zouden artikelen 9 (doden), 10 (verstoren) en 11 (beschadigen vaste rust- en verblijf-plaatsen) van de Flora- en faunawet kunnen worden overtreden.

Recentelijk is veel gepubliceerd over vleermuizen en windturbines (zie literatuurlijst). In Nederland is recentelijk onderzoek gedaan naar de activiteit van vleermuizen en het optreden van aanvaringsslachtoffers in vijf Nederlandse windparken (Limpens *et al.* 2013). Op grond hiervan en van vooral Duits en Amerikaans onderzoek (Arnett *et al.*, 2007, Brinkmann *et al.*, 2009, Brinkmann *et al.*, 2011, Rodrigues *et al.*, 2008) kan het volgende beeld worden geschetst.

Vleermuizen kunnen gedood worden door een aanvaring met een rotorblad of door de drukveranderingen in de wervelingen rond het rotorblad (Grodsky *et al.*, 2011). Tussen windparken bestaan grote verschillen en op sommige locaties worden aanzienlijke aantallen dode vleermuizen gevonden.

Het aanvaringsrisico is relatief groot voor vleermuizen doordat windturbines een aantrekkende werking op vleermuizen kunnen hebben. Hoe en waarom die aantrekking ontstaat is niet zeker (Arnett *et al.*, 2007, Cryan & Barclay, 2009). De meest gangbare verklaring is dat insecten zich gedurende bepaalde omstandigheden in grote groepen rond turbines verzamelen en vleermuizen aantrekken (Rydell *et al.* 2010b).

Aanvaringsrisico
Uit studies in het buitenland (zie voor een overzicht bijv. Rodriguez *et al.*, 2008) blijkt dat op sommige locaties aanzienlijke aantallen dode vleermuizen worden gevonden. In Duitsland zijn bijna 2.000 dode vleermuizen gevonden, in heel Europa tenminste 5.000 (stand 25 september 2013, zie Dürr, 2013).

In Duitsland worden de rosse vleermuis, de ruige dwergvleermuis en de gewone dwergvleermuis het meeste waargenomen met batdetectors die vanuit gondels van windturbines vleermuisgeluiden registreren. Deze soorten worden ook het meeste dood gevonden in windparken (Brinkmann *et al.*, 2009 en 2011, Dürr, 2013). Deze soorten zijn aangepast (door middel van geluid en vliegvermogen) aan het foerageren in zeer open omgeving. Soorten van het geslacht *Myotis* worden maar zeer zelden gevonden (Dürr, 2013). Deze soorten zijn beter aangepast aan een dichte omgeving en komen op grote hoogte nauwelijks voor.
Ook de zeldzame soorten tweekleurige vleermuis en bosvleermuis lopen meer risico omdat ze relatief veel in (half) open landschappen foerageren.

In Nederland zijn tot dusver vooral ruige dwergvleermuis en gewone dwergvleermuis als aanvaringsslachtoffer aangetroffen (Limpens *et al.*, 2013). Omdat het aantal in

Nederland levende en doortrekkende rosse vleermuizen relatief klein is, zou het aandeel van slachtoffers in ons land ook relatief klein kunnen zijn. Tot op heden is deze soort nog niet als slachtoffer aangetroffen in Nederlandse windparken. Met name de ruige dwergvleermuis heeft in Nederland een hoog aanvaringsrisico. Deze soort trekt in het najaar talrijk door laag Nederland en volgt daarbij mogelijk grote wateren, dijken en oevers.

Periode

De periode waarin de meeste slachtoffers worden gevonden is van half juli tot eind september. Voor de rosse vleermuis en de ruige dwergvleermuis is er daarbij een verband met het optreden van (lange afstands)trek. De slachtoffers van deze soorten die in Duitse windparken zijn aangetroffen waren afkomstig van Scandinavie, Estland en/of Rusland (Voigt *et al.* 2012). Gedurende de voorjaartrek vallen maar weinig slachtoffers. Ook de niet migrerende soort gewone dwergvleermuis wordt vooral in dezelfde periode (juli-okt) als slachtoffer gevonden. Dit lijkt verklaarbaar door het optreden van grote concentraties aan insecten rond windturbines in de nazomer en het begin van de herfst.

Tijd en weersomstandigheden

De belangrijkste externe risicofactor voor aanvaringen is de windsnelheid. Bij windsnelheden boven de 4-6 m/s neemt de activiteit van vleermuizen op gondelhoogte zeer sterk af (Niermann *et al.*, 2011; Rydell et al 2010a; Limpens *et al.* 2013). Na nachten met sterke winden worden dan ook weinig tot geen slachtoffers gevonden. In droge, warme nachten met weinig wind lopen de vleermuizen het grootste risico. In de regel is het slachtofferrisico het hoogst in het begin van de nacht.

Standplaatsfactoren

In open, intensief gebruikt akker of grasland is het aantal slachtoffers laag. Dit geldt zowel voor noordwest Europa (Rydell *et al.* 2010) als voor Nederland in het bijzonder (Limpens *et al.* 2013). De activiteit op gondelhoogte (en daarmee het aantal slachtoffers) neemt toe met afnemende afstand tot bossen en bosschages (Brinkmann *et al.* 2011). Het hoogste aantal slachtoffers wordt in Europa gevonden op beboste heuvelruggen, cols in de bergen en langs de kustlijn. In Nederland zouden windturbines langs de kustlijn, op dijken langs grote meren of rivieren en in bossen een verhoogd risico op slachtoffers kunnen hebben. Ook waterrijke gebieden en moerassen zouden door hun hogere voedselbeschikbaarheid voor vleermuizen, een hoger risico op slachtoffers kunnen hebben.

Voorspellen van risico's op slachtoffers

Het Duitse onderzoek heeft aangetoond dat systematische metingen van vleermuis-activiteit op gondelhoogte een goede voorspelling kan geven van de te verwachten aantallen slachtoffers (Behr *et al.*, 2009, Behr *et al.*, 2007, Brinkmann *et al.*,2011). Op basis van onderzoek met de batdetector op de grond kunnen minder goed voor-spellingen van het aantal slachtoffers worden gegeven. Dat betekent dat onderzoek vanaf de grond voorafgaand aan de plaatsing van de windturbine relatief weinig

houvast geeft voor het *a priori* bepalen van het risico op vleermuisslachtoffers (zie ook Bach & Bach, 2009a, Grunwald & Schäfer, 2007). Daarin speelt ook mee dat windturbines een aantrekkende werking op vleermuizen kunnen hebben.

Metingen vanuit de gondel geven een beter inzicht in de kans op slachtoffers, maar kunnen vanzelfsprekend pas worden uitgevoerd na plaatsing.

Risico's samengevat
Samengevat: in Nederland is de kans het grootst dat ruige dwergvleermuis, gewone dwergvleermuis en rosse vleermuis als slachtoffer van een aanvaring met een windturbine zullen worden gevonden. De kans op slachtoffers is naar verwachting het grootste in de periode eind juli – eind september, in warme, droge, relatief windstille nachten.

Doden van vleermuizen (art. 9)
Overal in Nederland bestaat het risico dat vleermuizen het slachtoffer worden van aanvaringen met in gebruik zijnde windturbines.

Niet ieder slachtoffer kan beschouwd worden als het overtreden van art. 9 Ff-wet (DLG 2008, van Heusden & Vreugdenhil 2008). Als men voldoende voorzorg heeft genomen om slachtoffers te voorkomen, bijvoorbeeld door de keuze van een locatie waarvan door onderzoek is komen vast te staan dat daar geen sprake is van intensieve vleermuisactiviteit, worden een incidenteel slachtoffer beschouwd als een ongeluk. Beoordeeld moet dus worden of een windturbinelocatie een meer dan gemiddeld risico op aanvaringsslachtoffers heeft.

Voor het al dan niet overtreden van de verbodsbepaling in art. 9 (doden van beschermde dieren) moet het volgende onderzocht of beoordeeld worden:
- Welke soorten komen voor in de omgeving van de windturbine?
- Lopen deze soorten door hun gedrag of door de locatie van de geplande turbine gevaar in aanvaring te komen?
- Is de flux van het aantal vleermuizen hoger of lager dan gemiddeld in Nederland?
- Kan het aantal slachtoffers worden geschat? Kan er gesproken worden van een bovengemiddeld aantal slachtoffers?
- Kan de eventuele extra sterfte effect hebben op de lokale, regionale en/of landelijke populatie van de betreffende soort(en)?

Vaste rust- en verblijfplaatsen (art. 11)
In theorie is het niet uitgesloten dat de aanleg van windturbines leidt tot de directe vernietiging, beschadiging of verstoring van vaste rust- of verblijfplaatsen. In de praktijk zal dit in Nederland niet voorkomen, omdat altijd ruime afstand wordt aangehouden tot gebouwen en bomen. Evenmin is uitgesloten dat het functioneren van vaste rust- en verblijfplaatsen wordt belemmerd, doordat een essentiële vliegroute van/naar het foerageergebied wordt doorsneden door de aanleg van een windpark.

Dat is eigenlijk alleen mogelijk als er een bomenrij wordt doorsneden of een watergang wordt gedempt, ten behoeve van de aanleg van een windturbine, die exact op de vliegroute wordt geplaatst. Praktisch zal dat in Nederland niet snel voorkomen. Verstoring van essentiële vliegroutes of foerageergebieden gedurende de aanlegfase lijkt onwaarschijnlijk door het beperkte ruimtebeslag van windturbines. Bovendien vinden de werkzaamheden doorgaans bij daglicht plaats, als de vleermuizen niet actief zijn.

Voor het al dan niet overtreden van de verbodsbepaling in art. 11 (verbod op het beschadigen of vernielen van vaste rust- of verblijfplaatsen) moet het volgende beoordeeld worden:

- Worden door de aanleg en het gebruik van windturbines vaste rust- en verblijfplaatsen in bomen of gebouwen direct aangetast?
- Worden door de aanleg en het gebruik van windturbines essentiële vliegroutes tussen verblijfplaatsen en foerageergebieden doorsneden en aangetast, waardoor het functioneren van een vaste rust- of verblijfplaats in gevaar wordt gebracht?
- Worden door in gebruik zijnde windturbines bestaande vliegroutes zodanig verstoord dat deze voor vleermuizen niet langer goed te gebruiken zijn, waardoor het functioneren van een vaste rust- of verblijfplaats in gevaar wordt gebracht?

Literatuur

Arnett, E.B., W. K. Brown, W.P. Erickson, J.K. Fiedler, B.L. Hamilton, T.H. Henry, A. Jain, G.D. Johnson, J. Kerns, R.R. Koford, C.P. Nicholson, T.J. O'Connell, M.D. Piorkowski & R.D. Tankersley, Jr., 2007. Patterns of bat fatalities at wind farms in North Amercia. Journal of Wildlife Management 72(1): 61-78.

Bach, L. & P. Bach, 2009a. Fledermausaktivtät in und uber einem Wald am Beispiel eines Naturwaldes bei Rotenburg/Wumme (Niedersachsen). Vortrag Fachtagung Fledermausschutz im Zulassungsverfahren für Windenergieanlagen, Berlin, 30.3.2009. Landesvertretung Brandenburgs beim Bund, Berlin.

Behr, O., D. Eder, U. Marckmann, H. Mette-Christ, N. Reisinger, V. Runkel & O. von Helversen, 2007. Akustisches Monitoring im Rotorbereich von Windenergieanlagen und methodische Problemen beim Nahcweis von Fledermaus-Schlagopfern – Ergebnisse aus Untersuchungen im mittleren und südlichen Schwarzwald. Nyctalus (N.F.) 12: 115-127.

Behr, O., F. Korner-Nievergelt, R. Brinkmann, J. Mages & I. Niermann, 2009. Einsatz akustischer Aktivitätsmessungen zur Untersuchung und Reduction des Kollisionsrisikos von Fledermäusen. Vortrag Fachtagung Methoden zur Untersuchung und Redection des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen, 9.6.2009, Hannover. Institut für Umweltplanung, Leibniz Universität, Hannover.

Brinkmann, R., I. Niermann, O. Behr, J. Mages, F. Korner-Nievergelt & M. Reich, 2009. Zusammenfassung der Ergebnisse für die Planungspraxis und Ausblick. Vortrag Fachtagung Methoden zur Untersuchung und Redection des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen, 9.6.2009, Hannover. Institut für Umweltplanung, Leibniz Universität, Hannover.

Brinkmann, R., O. Behr, I. Niermann & M. Reich, 2011. Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduction des Kollisionsrisikos von Fledermäuse an Onshore-Windkraftanlagen. Bericht eines Foschungsvorhabens. Cuvillier Verlag, Göttingen.

Cryan, P.M. & R.M.R. Barclay, 2009. Causes of bat fatalities at wind turbines: hypotheses and predictions. Journal of Mammalogy 90(6): 1330-1340.

DLG, 2008. Handreiking Flora- en faunawet. Voor werkzaamheden en activiteiten in het kader van bestendig gebruik, bestendig beheer en onderhoud en ruimtelijke inrichting en ontwikkeling. Versie 1.1 (intern werkkader, 31 oktober 2008). Dienst Landelijk Gebied, Den Haag.

Dürr, T., 2013. Fledermausverluste an Windenergieanlagen. Daten aus der zentralen Fundkartei der Staatlichen Vogelschutzwarte im Landesumweltamt Brandenburg. Stand 25.09..2013. www.mluv.brandenburg.de/cms/ media.php /.../wka_fmaus.xls.

Grodsky, S.M., M.J. Behr, A. Gendler, D. Brake, B.D. Dieterle, R.J. Rudd, N.L. Walrath (2011). Investigating the causes of death for wind turbine-associated bat fatalities. J. Mammal. 92(5): 917-925.

Grunwald, T. & F. Schäfer, 2007. Aktivität von Fledermäuse im Rotorbereich von Windenergieanlagen an bestehenden WEA in Südwestdeutschland. Nyctalus (N.F.) 12: 182-198.

Limpens, H.J.G.A., M. Boonman, F. Korner-Nievergelt, E.A. Jansen, M. van der Valk, M.J.J. La Haye, S. Dirksen & S.J. Vreugdenhil, 2013. Wind turbines and bats in the Netherlands - Measuring and predicting. Report 2013.12, Zoogdiervereniging & Bureau Waardenburg.

Niermann I., S. von Felten, F. Korner-Nievergelt, R. Brinkmann, O. Behr 2011. Einfluss von Anlagen- und Landschaftsvariabelen auf die Aktivitat von Fledermausen an windenergieanlagen. In: Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Redection des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen, 9.6.2009, Hannover. Institut für Umweltplanung, Leibniz Universität, Hannover.

Rodrigues, L., L. Bach, M.-J. Dubourg-Savage, J. Goodwin, C. Harbusch (2008). Guidelines for consideration of bats in wind farm projects. Eurobats Publication Series No. 3. UNEP/EUROBATS Secretariat, Bonn.

Rydell, J., L. Bach, M.J. Dubourg-Savage, M. Green, L. Rodrigues & A. Hedenström, 2010a. Bat Mortality at Wind Turbines in Northwestern Europe. Acta Chiropterologica, 12(2).

Rydell, J., L. Bach, M.J. Dubourg-Savage, M. Green, L. Rodrigues & A. Hedenström, 2010b. Mortality of bats at wind turbines links to nocturnal insect migration? European Journal of Wildlife Research 56: 823-827.at Wind Turbines in Northwestern Europe. Acta Chiropterologica, 12(2).

van Heusden, W.R.M. & S.J. Vreugdenhil, 2008. Handreiking Flora- en faunawet. Voor werkzaamheden en activiteiten in het kader van bestendig gebruik, bestendig beheer en onderhoud en ruimtelijke inrichting en ontwikkeling. Dienst Landelijk Gebied

Voigt, C.C., A.G. Popa-Lisseanu, I. Niermann, S. Kramer-Schadt 2012. The catchment area of wind farms for European bats: a plea for international conservation. Biological conservation 153: 80-86.

Bijlage IV: Het Extended Band Model

Het Band model is ontwikkeld in samenwerking met The Crown Estate (UK) Strategic Ornithological Support Services (SOSS), die is opgericht om belangrijke ornithologische kwesties met betrekking tot de Britse offshore-windindustrie te identificeren. De SOSS groep bestond uit deskundigen uit een aantal landen, waaronder uit Nederland (Bureau Waardenburg, SOSS secretariaat partner). De SOSS groep heeft in 2012 een leidraaddocument gepubliceerd (Band 2012) voor het gebruik van een model voor de beoordeling van vogelaanvaringen bij offshore windparken (SOSS Band model 2012). De publicatie omvatte als bijlage een spreadsheet voor de berekeningen (hierna genoemd het Band model).

Achtergrond

Het Band model is ontwikkeld vanuit een theoretisch model over aanvaringsrisico's, eerst beschreven door Tucker (1996) en later door Band (2000) en Band *et al.* (2007). Dit model berekent het **aanvaringsrisico** van een individuele vogel die door het rotor-bestreken gebied van een draaiende windturbine vliegt. Een belangrijke aanname van deze modellen was dat vogels geen uitwijkmanoeuvre vertonen[7]. Dit aanvaringsrisico wordt vervolgens toegepast op het aantal vogels dat door het rotor-bestreken gebied vliegt, om tot een schatting van het aantal aanvaringen te komen.

Het Band model (2012) is toegespitst op gebruik bij offshore windparken. Het model is soort- en windpark-specifiek: het aantal aanvaringen wordt voor een bepaalde vogelsoort met een bepaalde type windturbine berekend en toegepast op een bepaald aantal turbines (totaal aantal van een windpark). Het model heeft een standaard berekeningswijze voor de vogelaantallen die door het rotor-bestreken gebied vliegen en daarmee ook voor het aantal aanvaringen van een bepaald windpark.

Het Band model heeft twee fundamentele routes voor het berekenen van het aantal vogelaanvaringen (aangeduid als Basic en Extended oftewel basis- en uitgebreid model), alsmede een optie om dichtheden van vliegende vogels of geschatte vogelfluxen te gebruiken (respectievelijk voor lokale vogels en migrerende vogels).

Zeevogels versus trekvogels

Berekeningen met het Band model kunnen dus op **dichtheden** van vliegende vogels of geschatte **fluxen** worden gebaseerd. Het model is in eerste instantie ontwikkeld voor het gebruik van vogeldichtheden gebaseerd op scheeps- of vliegtuigtellingen en is daarmee toegespitst op zeevogelsoorten. Als alternatief is expliciet voor trekvogels

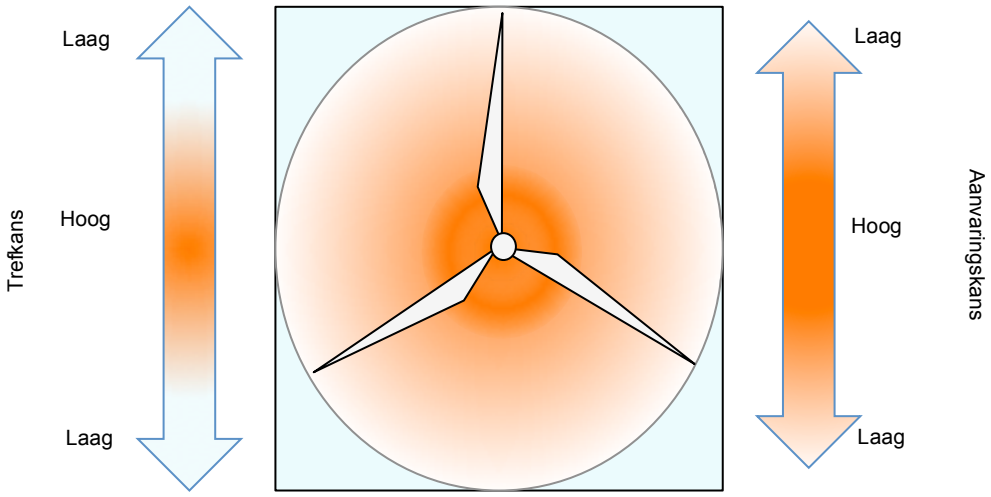
[7]Volgens Tucker (1996) kunnen vogels windturbines ontwijken door wijzigingen in de vliegsnelheid, in gevallen waar de relatieve rotorsnelheid onder een bepaald niveau zit, zoals dicht bij de gondel. Dit aspect is niet beschreven in de modellen van Band (2000), Band *et al.* (2007) en Band (2012).

een tweede alternatief van het model ontwikkeld die aantallen van passerende vogels gebruikt (bijvoorbeeld fluxen gemeten met radar).

Basic versus Extended model

Het Band model biedt ook twee alternatieven voor het berekenen van aanvarings-risico's. Deze zijn grotendeels gebaseerd op het type gegevens over vlieghoogte. Het **Basic model** is gebaseerd op een gemiddeld aanvaringsrisico voor het rotor-bestreken gebied. Het **Extended model** is daarentegen gebaseerd op gemiddelde aanvaringskansen en trefkansen in het rotor-bestreken gebied, gewogen naar hoogte. Het aanvaringskans neemt namelijk toe richting de gondel en de trefkans (de kans dat een vogel in het rotor-bestreken gebied terechtkomt) neemt af met de afstand tot het verticale middelpunt van de rotor (figuur IV.1). Dit, in combinatie met de **vlieghoogteverdeling** van vogels, resulteert bij het Extended model in een realistischer aanvaringsrisico voor vogelsoorten die een grote variatie in vlieghoogte over het rotor-bestreken gebied vertonen. Het Basic model is geschikter als vlieghoogteverdelingen op rotorhoogte niet goed bekend zijn, of als andere factoren, zoals de variatie in vogelaantallen, belangrijker worden geacht.

In het Band model worden eerst soortspecifieke aanvaringskansen zonder vermijding berekend en worden later in het model vermijdingsniveaus toegepast. Vlieghoogteverdeling, net zoals aanvaringsrisico, is een functie van kenmerken van de vogelsoort (lengte, spanwijdte, snelheid en vluchttype (actieve- of zwevende vlucht)), en de windturbineconfiguratie (aantal bladen, rotorradius, rotatiesnelheid, maximum bladbreedte, pitch en ashoogte).



Figuur IV.1. Variatie in trefkans en aanvaringskans over het rotor-bestreken gebied. Deze twee factoren gecombineerd resulteren in een laag aanvaringsrisico aan de uiteinden van de rotors.

Berekeningen in voorliggend MER

Vogelgegevens gepubliceerd door Snow & Perrins (1997a; 1997b) zijn gebruikt voor lengte (m) en spanwijdte (m), waarbij het middelpunt van de aangegeven ranges is genomen. Snelheden (m/s) voor de meeste soorten waren gepubliceerd door Alerstam *et al.* (2007), die in enkele gevallen aangevuld zijn door elders gepubliceerde gegevens (Pennycuick 1997; Guilford *et al.* 2008). Bij soorten waarvan data over vliegsnelheid ontbraken, zijn waarden van een nauw verwante soort gebruikt. Vluchttype is voor elke soort op actieve vlucht gezet, omdat dit in een iets hogere aanvaringskans resulteert dan bij zwevende vlucht.

Het geschatte aantal aanvaringslachtoffers is voor alle drie windparkalternatieven van het windparken in Kavel III of IV in windenergiegebied Borssele (zie §1.1) berekend. Op basis van de turbinekenmerken en het verwachte aantal turbines is het rotor-bestreken gebied voor elke alternatief berekend. Voor de berekeningen is de aanname gedaan dat het windpark het hele jaar door, zonder oponthoud operationeel is.

Zeevogels

Berekeningen in voorliggend MER zijn voor zeevogels met het Extended model uitgevoerd. Vlieghoogteverdelingen voor het Extended model zijn uit de overzichts-studie van Johnston *et al.* (2014) genomen. In combinatie met turbinekenmerken zijn vervolgens soortspecifieke aanvaringskansen gegenereerd.

Dichtheden van vliegende vogels zijn voor elke soort per maand bepaald (zie §2). Deze dichtheden zijn in het model op basis van vliegsnelheid, locatie-specifiek daglicht- en nachturen en nachtactiviteit van elke soort (cf. Bradbury *et al.* 2014) omgerekend naar soort- en locatie specifieke fluxen. De vermenigvuldiging van deze soort-specifieke fluxen met de aanvaringskansen leverde het potentiële aantal aanvaringslachtoffers per maand zonder vermijding op.

Trekvogels

De berekeningen voor trekvogels zijn met het Basic model uitgevoerd. Dit omdat gedetailleerde informatie over de vlieghoogteverdeling van trekvogels op rotorhoogte grotendeels ontbreekt. Bovendien wordt verwacht dat variatie in het geschatte aantal vogels dat door een windpark vliegt belangrijker is voor het aantal aanvaringen dan schattingen over de vlieghoogteverdelingen.

Jaarlijkse fluxen (aantal/km) van trekvogels over het plangebied zijn per soortgroep bepaald (zie §2.3). Op deze fluxen zijn correctiefactoren voor de fractie op rotorhoogte toegepast (zie §2.3). Aanvaringskansen zijn bij elke soortgroep voor een voorbeeldsoort bepaald die een representatieve soort is voor de groep, in grote aantallen door het plangebied trekt en een relatief hoog aanvaringsrisico heeft

(grotere en/of langzamere soort) binnen de soortgroep. Dit waren de wilde zwaan voor ganzen en zwanen, de bergeend voor eenden, de blauwe reiger voor reigers, buizerd voor roofvogels en uilen, de kievit voor steltlopers en de vink voor zangvogels. De vermenigvuldiging van de aanvaringskansen met fluxen van de soortgroep leverde het potentiële jaarlijkse aantal aanvaringslachtoffers zonder vermijding op.

Vermijdingsniveaus

De laatste stap in de berekeningen, het toepassen van vermijdingspercentages, is een van de belangrijkste stappen bij het bepalen van het werkelijke aantal aanvaringen (Chamberlain *et al.* 2006, Drewitt & Langston 2006). Vermijdingsgedrag kan op twee niveaus plaatsvinden: macro-vermijding: het vermijden van het gehele windpark; en micro-vermijding: het vermijden van individuele turbines binnen het windpark. Algeheel vermijding kan geïllustreerd worden als:

Vermijding = 1 - ((1-macro-vermijding) * (1-micro-vermijding))

Ondanks alle aandacht naar vogelaanvaringen met windturbines, zijn slechts weinig data bekend over vermijdingsniveaus. Vermijdingsgedrag is moeilijk te kwantificeren en kan per omgevings- en ecologische factor, alsmede per windparkconfiguratie variëren (Krijgsveld 2014).

Op basis van de beschikbare gegevens wordt over het algemeen aanvaard dat vermijdingsniveaus van vogels waarschijnlijk hoog zijn, vaak hoger dan 98% en bij veel zeevogels hoger dan 99% (Cook *et al.* 2012). De Scottish Natural Heritage raadt het gebruik van 98% voor veel soorten aan, waaronder voor duikers, meeuwen en sterns (SNH 2010), hoewel Cook *et al.* (2012) 99.75% als een realistischer vermijdingsniveau beschouwen. Berekeningen van de voorliggende studie volgden de aanbevelingen van Maclean *et al.* (2009). Op basis van een overzicht van de beschikbare studies hebben zij de volgende vermijdingsniveaus bepaald: 99% voor duikers, eenden, ganzen, futen, aalscholvers, sterns en de papegaaiduiker; 99,5% voor de jan-van-gent, alken en meeuwen; en 99,9% voor de noordse stormvogel en pijlstormvogels. Vermijdingspercentages van trekvogels zijn gebaseerd op overzichten van Cook *et al.* (2012) en Wright *et al.* (2012). Het toepassen van deze vermijdingspercentages leverde het **geschatte totaal aantal aanvaringslachtoffers** voor zeevogels en trekvogels op.

Literatuur

Details over de SOSS groep en haar projecten, samen met alle documentatie over het Band model (2012) is te vinden op de website:
http://www.bto.org/science/wetland-and-marine/soss

Alerstam, T., M. Rosén, J. Bäckman, P.G.P. Ericson & O. Hellgren, 2007. Flight Speeds among Bird Species: Allometric and Phylogenetic Effects. PLoS Biology 5(8).

Band, W., 2000. Windfarms and Birds: Calculating a theoretical collision risk assuming no avoiding action. Guidance Notes Series. Scottish Natural Heritage.

Band, W., 2012. Using a collision risk model to assess bird collision risks for offshore windfarms. SOSS, The Crown Estate, London, UK.

Band, W., Madders, M. & D.P. Whitfield, 2007. Developing field and analytical methods to assess avian collision risk at wind farms. In: M. de Lucas, G.F.E. Janss & M. Ferrer. Birds and Wind Farms: Risk Assessment and Mitigation. pp. 259-275. Quercus, Madrid, Spain.

Bradbury, G., M. Trinder, B. Furness, A.N. Banks, R.W.G. Caldow & D. Hume, 2014. Mapping Seabird Sensitivity to Offshore Wind Farms. PloS one 9(9): e106366.

Chamberlain, D.E., M.R. Rehfisch, A.D. Fox, M. Desholm & S.J. Anthony, 2006. The effect of avoidance on bird mortality predictions made by wind turbine collision risk models. Ibis 148(1): 198-202.

Cook, A.S.C.P., L.J. Wright & N.H.K. Burton, 2012. A Review of flight heights and avoidance rates of birds in relation to offshore windfarms. Crown Estate Strategic Ornithological Support Services (SOSS), project SOSS-02. BTO Research Report 618.

Drewitt, A.L. & R.H.W. Langston, 2006. Assessing the impacts of wind farms on birds. Ibis 148(1): 29-42.

Guilford, T.C., J. Meade, R. Freeman, D. Biro, T. Evans, F. Bonadonna, D. Boyle, S. Roberts & C.M. Perrins, 2008. GPS tracking of the foraging movements of Manx Shearwaters Puffinus puffinus breeding on Skomer Island, Wales. Ibis 150(3): 462-473.

Johnston, A., Cook, A.S.C.P., Wright, L.J., Humphreys, E.M. & N.H.K. Burton, 2014. Modelling flight heights of marine birds to more accurately assess collision risk with offshore wind turbines. Journal of Applied Ecology 51: 31–41.

Krijgsveld, K.L., 2014. Avoidance behaviour of birds around offshore wind farms. Overview of knowledge including effects of configuration. Report 13-268, Bureau Waardenburg, Culemborg, Netherlands.

Maclean, I.M.D., L.J. Wright, D.A. Showler & M.M. Rehfisch, 2009. A review of assessment methodologies for offshore windfarms. BTO Report commissioned by COWRIE Ltd.

Pennycuick, C., 1997. Actual and 'optimum' flight speeds: field data reassessed. Journal of Experimental Biology 200(17): 2355-2361.

SNH, 2010. Use of avoidance rates in the SNH wind farm collision risk model. SNH Avoidance Rate Information & Guidance Note. Scottish Natural Heritage, Inverness, UK.

Snow, D.W. & C.M. Perrins, 1997a. The Birds of the Western Palearctic. Volume 1 Non-passerines. Oxford University Press, Oxford.

Snow, D.W. & C.M. Perrins, 1997b. The Birds of the Western Palearctic. Volume 2 Passerines. Oxford University Press, Oxford.

Tucker, V.A., 1996. A mathematical model of bird collisions with wind turbine rotors. Journal of Solar Energy Engineering 118: 253-262.

Wright, L.J., V.H. Ross-Smith, D. Massimino, D. Dadam, A.S.C.P. Cook & N.H.K. Burton, 2012. Assessing the risk of offshore wind farm development to migratory birds designated as features of UK Special Protection Areas (and other Annex 1 species). Crown Estate Strategic Ornithological Support Services (SOSS), project SOSS-05. BTO Research Report 592.

Bijlage V: Aanvaringen met twee-bladige turbines

In dit rapport zijn alle aanvaringsberekeningen gedaan voor driebladige turbines, terwijl het voor ontwikkelaars ook mogelijk moet zijn om te kiezen voor twee-bladige turbines. In deze bijlage wordt daarom een voorbeeld gegeven van de verschillen in aanvaringsslachtoffers tussen een twee- of driebladige turbines, om zo tot een betere afweging te kunnen komen.

Het aantal aanvaringsslachtoffers wordt in de berekeningen van het Band model bepaald door het aantal vogels die het windpark op rotorhoogte passeert, de soortspecifieke aanvaringskansen, en de windparkconfiguratie. Als alle andere parameters ongewijzigd blijven, alleen het aantal turbinebladen wordt verlaagd van drie naar twee, kunnen de vogels met een blad minder in aanvaring komen. De aanvaringskans neemt lineair met het aantal turbinebladen met een derde af, en daardoor ook het aantal aanvaringsslachtoffers wordt een derde minder bij tweebladige turbines ten opzichte van driebladige turbines.

Als voorbeeld wordt hieronder het aantal aanvaringsslachtoffers voor tweebladige- en driebladige windturbines in Kavel III (tabel V.1) en Kavel IV (tabel V.2) voor een lokale zeevogel (grote mantelmeeuw), een kolonievogel (grote stern) en een trekvogelsoortgroep (zangvogels) weergegeven.

Tabel V.1 Vergelijking tussen de aantallen slachtoffers die vallen bij drie- en tweebladige turbines in Kavel III bij twee alternatieven, voor representatieve soorten voor de verschillende groepen (lokale zeevogels, kolonievogels, trekvogels).

Windturbine	Vogelsoort	Alternatief 1 95 * 4MW ø 116 m	Alternatief 2 38 * 10MW ø 221 m
Driebladige	grote mantelmeeuw	38	9
	grote stern	1	0
	zangvogels	1046	808
Tweebladige	grote mantelmeeuw	25	6
	grote stern	1	0
	zangvogels	697	539

Tabel V.1 Vergelijking tussen de aantallen slachtoffers die vallen bij drie- en tweebladige turbines in Kavel IV bij twee alternatieven, voor representatieve soorten voor de verschillende groepen (lokale zeevogels, kolonievogels, trekvogels).

Windturbine	Vogelsoort	Alternatief 1 95 * 4MW ø 116 m	Alternatief 2 38 * 10MW ø 221 m
Driebladige	grote mantelmeeuw	5	1
	grote stern	0	0
	zangvogels	1046	808
Tweebladige	grote mantelmeeuw	3	1
	grote stern	0	0
	zangvogels	697	539