



Habitatverlies van alken en zeekoeten in en rondom offshore windpark Gemini

Onderzoek naar de ruimtelijke verspreiding van zeevogels middels digitale vliegtuig surveys in een groot referentiegebied en een robuuste statistische analyse in R-INLA

Auteur(s): Anne Grundlehner, Mardik Leopold

Wageningen University &
Research rapport C083/23a

Habitatverlies van alken en zeekoeten in en rondom offshore windpark Gemini

Onderzoek naar de ruimtelijke verspreiding van zeevogels middels digitale vliegtuig surveys in een groot referentiegebied en een robuuste statistische analyse in R-INLA



Anne Grundlehner, Mardik Leopold

Wageningen Marine Research, Den Helder

Wageningen Marine Research
Den Helder, februari 2024

Wageningen Marine Research rapport C083/23a

Key words: digitale vliegtuigsurveys, energietransitie, offshore wind, verstoring, zeevogels, habitatgebruik

Opdrachtgever: Gemini Wind Park
T.a.v.: Luuk Folkerts
Amstelveenseweg 760
1081 JK Amsterdam

Dit project ontvangt financiële steun van de Topsector Agri & Food. Binnen de Topsector werken bedrijfsleven, kennisinstellingen en de overheid samen aan innovaties voor veilig en gezond voedsel voor 9 miljard mensen in een veerkrachtige wereld.

Dit rapport is gratis te downloaden van <https://doi.org/10.18174/643585>
Wageningen Marine Research verstrekt *geen* gedrukte exemplaren van rapporten.

Wageningen Marine Research is ISO 9001:2015 gecertificeerd.

Foto omslag: Foto Hans Verdaat, vliegende alken

© Wageningen Marine Research

Wageningen Marine Research, instituut
binnen de rechtspersoon Stichting
Wageningen Research, hierbij
vertegenwoordigd door
Drs.ir. M.T. van Manen, directeur
bedrijfsvoering

KvK nr. 09098104,
WMR BTW nr. NL 8113.83.696.B16.
Code BIC/SWIFT address: RABONL2U
IBAN code: NL 73 RABO 0373599285

Wageningen Marine Research aanvaardt geen aansprakelijkheid voor
gevolg schade, noch voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de
resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van Wageningen
Marine Research. Opdrachtgever vrijwaart Wageningen Marine Research van
aanspraken van derden in verband met deze toepassing.
Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze uitgave mag weergegeven en/of
gepubliceerd worden, gefotokopieerd of op enige andere manier gebruikt worden
zonder schriftelijke toestemming van de uitgever of auteur.

A_4_3_1 V32 (2021)

Inhoud

Samenvatting	4
1 Inleiding	6
1.1 Achtergrond	6
1.2 Gemini Offshore Windpark	7
1.3 Habitatverlies	8
1.4 Alken en zeekoeten	8
1.5 Onderzoeksvraag	10
2 Methoden	11
2.1 Data verzameling	11
2.1.1 HiDef Vliegtuigsurveys	11
2.1.2 Studie opzet	11
2.1.3 Beeldverwerking	13
2.2 Statistische analyse	13
2.2.1 Data opwerking	13
2.2.2 Modelleren van vogeldichtheden in tijd en ruimte	13
2.2.3 Simulatiestudie	15
3 Resultaten en discussie	17
3.1 Verzamelde data	17
3.1.1 Samenvatting van de ruwe data	17
3.1.2 Temporele variatie	18
3.2 Statistische analyse	19
3.2.1 ZAG-GAMs met een spatial-temporal correlatiestructuur	19
3.2.2 Vogellandschap	19
3.3 Habitatverlies	23
3.3.1 Habitatverlies in het windpark	23
3.3.2 Habitatverlies buiten het windpark	24
3.3.3 Habitatverlies van alken en zeekoeten in offshore windparken	26
3.3.4 Habitatverlies: een voorbehoud	27
3.4 Toegepaste methodiek	28
3.4.1 Een ruime omgeving rondom het windpark monitoren	28
3.4.2 HiDef Vliegtuigsurveys	29
3.4.3 Modelkeuze	29
3.4.4 Advies	30
4 Conclusies en aanbevelingen	31
5 Dankwoord	33
6 Kwaliteitsborging	34
Literatuur	35
Verantwoording	38
Bijlage 1 Statistische details	39
Bijlage 2 Vliegtuigsurvey informatie	43

Samenvatting

In Nederland zijn er momenteel zeven operationele offshore windparken met een totale capaciteit van 2,45 GW. De ambitie van de Nederlandse overheid is om dit uit te breiden tot een totale capaciteit van 21 GW in 2030 (16% van het totale energieverbruik in Nederland en 75% van het huidige stroomverbruik). In 2050 moet dit verder zijn toegenomen tot 38-72 GW (Rijksoverheid, 2023). Dit houdt een ruimtebeslag in van circa 4,5 procent van het totale oppervlakte van het Nederlandse deel van de Noordzee in 2030, oplopend tot 7,5-13,4 procent in 2050, tegenover de huidige 1,65 procent (2023) (Rijksoverheid, 2023). De bouw, het operationeel houden en de uiteindelijke afbraak van een offshore windpark (OWP) kent verschillende potentiële negatieve effecten op lokale ecosystemen. Een van deze effecten is het optreden van habitatverlies bij dieren zoals zeevogels en zeezoogdieren. Er wordt vermoed dat gebieden met permanente verstoringsbronnen, zoals drukke scheepvaartroutes en windparken minder aantrekkelijk zijn voor deze diergroepen. Wanneer dieren dergelijke gebieden mijden, is er sprake van habitatverlies (Desholm & Kahlert, 2005; Dierschke et al., 2016; Furness et al., 2013; Lindeboom et al., 2011; Mendel et al., 2019; Petersen et al., 2011, 2014). Zeevogels die het gebied buiten een OWP verkiezen boven het gebied in en nabij een OWP, verliezen een deel van hun leefomgeving. Hoewel het inmiddels bekend is dat verschillende vogelsoorten OWPen mijden (Dierschke et al., 2016; Furness et al., 2013), is het niet precies bekend of dit habitatverlies ook kan resulteren in verminderde fitness van de aanwezige individuen (Mendel et al., 2019; Vilela et al., 2020; 2021).

In dit rapport worden de resultaten gepresenteerd van de studie naar het vermijdingsgedrag van alken (*Alca torda*) en zeekoeten (*Uria aalge*) in en rondom Gemini Offshore Windpark, een zusterpark bestaande uit twee turbine-velden. Voor beide soorten is in eerdere studies gevonden dat ze OWPen (deels) mijden (Dierschke et al., 2016; Leopold et al., 2012; Peschko et al., 2020). Het primaire doel van deze studie is om te bepalen of er sprake is van habitatverlies bij alken en zeekoeten in en rondom Gemini Offshore Windpark. Voor deze studie is er (1) een relatief nieuwe survey techniek gebruikt (*HiDef aerial surveys*), (2) nagedacht over een optimale survey opzet waarbij niet alleen het OWP maar ook een groot gebied daar omheen wordt gemonitord, en (3) een robuuste statistische analyse methode ontwikkeld om de verkregen resultaten te duiden. Secundair dient deze studie daarom als show-case voor de precisie en bruikbaarheid van de toegepaste survey methode, in combinatie met de hier gebruikte statistische technieken, voor het onderzoeken van habitatverlies bij vogels en andere mariene megafauna in offshore gebieden.

De ruimtelijke verspreiding van alken en zeekoeten in en rondom Gemini is bestudeerd middels een serie van acht "*HiDef aerial surveys*". Er zijn acht van deze vluchten uitgevoerd waarbij van grote hoogte (500m) met hoge-definitie camera's foto's zijn gemaakt van het zeeoppervlak, die vervolgens zijn gebruikt om de alken en zeekoeten in het studiegebied te lokaliseren, te identificeren en te tellen. Door van grote hoogte data te verzamelen werden de vogels niet verstoord en kon veilig worden gewerkt (ruim boven de tiphoogte van de windturbines), zonder dat tussen de turbines door gevlogen of gevaren moest worden. Daarnaast levert deze methode preciezere resultaten dan observationele studies met menselijke waarnemers en kan de beeldverwerking in de toekomst worden geautomatiseerd middels beeldherkenning. De resulterende data zijn onderworpen aan een uitgebreide studie naar de vogeldichtheden in ruimte en tijd, middels een geavanceerde statistische modelleertechniek ("*generalized additive*" models (GAMs) met een ruimtelijke 'latente' component, toegepast middels *Integrated Nested Laplace Approximation* (INLA)).

Deze studie laat sterke variatie in de verspreiding van de alken en zeekoeten in de ruimte en tijd zien. Vooral de aantallen zeekoeten in het studiegebied schommelden hevig van survey tot survey. Hoewel het exacte ruimtelijke verspreidingspatroon varieerde, was er een constante: zowel alken als zeekoeten waren over de acht surveys consistent niet, of in zeer lage dichtheden aanwezig in het gebied van Buitengaats (ofwel Gemini E, het Oostelijk gelegen park), ZeeEnergie (ofwel Gemini W, het westelijk gelegen park) alsmede het gebied tussen beide deelparken in. Zowel alken als zeekoeten vormden verspreid over het studiegebied lokale "hotspots", waarvan de precieze locaties over tijd in het studiegebied "dansen", maar niet in het windpark werden waargenomen. Deze studie heeft habitatverlies aangetoond voor zowel alken als zeekoeten, in zowel Buitengaats als ZeeEnergie, alsmede in het gebied ertussen (waar geen windturbines staan). Ook in het gebied direct om het windpark heen is de dichtheid alken en zeekoeten aanzienlijk lager dan op grotere afstand tot het windpark: voor alken is er tot 2 km, en voor zeekoeten tot minimaal 10 km afstand van het windpark sprake van aanzienlijk

hogere kans op lagere dichtheden dan in de rest van het studiegebied. Naast de aanwezigheid van het windpark zijn er echter ook andere mogelijke bronnen van verstoring in het studiegebied aanwezig, wat in acht moet worden genomen bij het interpreteren van deze afstanden.

Middels de toegepaste survey- en modelleertechnieken kan de ruimtelijke verspreiding en dichtheid van vogels goed in kaart worden gebracht en kan habitatverlies worden aangetoond. Hierbij is gekozen voor een groot referentiegebied rondom het impact gebied (het windpark) en niet, zoals in sommige eerdere studies, voor een vergelijking van vogeldichtheden in het windpark versus die in een enkel "vergelijkbaar" referentiegebied. Deze aanpak heeft als groot voordeel dat, bij steeds wisselende verspreidingspatronen, het al dan niet toevallig samenvallen van een vogel-hotspot in een vooraf gekozen referentiegebied ter grootte van het impactgebied, geen doorslaggevend effect heeft op de vergelijking van dichtheden binnen en buiten het windpark.

Zelfs alken en zeekoeten, twee soorten die sterk op elkaar lijken, konden op de verzamelde luchtfoto's in veel gevallen op soortsniveau worden geïdentificeerd. In deze studie hebben we kunnen aantonen dat er sprake is van habitatverlies bij zowel alken als zeekoeten in en rondom Gemini Offshore Windpark, maar dat de mate van habitatverlies verschilt tussen deze beide soorten. Dit maakt dat het onderscheiden van zeevogels op soortniveau van belang is voor de interpretatie van habitatverlies. De variatie in ruimtelijke patronen tussen de verschillende surveys benadrukt de noodzaak van herhaaldelijke monitoring: het beeld kan sterk wisselen van survey tot survey, dus er zijn meerdere surveys nodig om een goed beeld te krijgen van de ruimtelijke verspreiding van vogels en de variatie daarin. Wij adviseren dan ook om in de komende jaren het gebied te blijven monitoren alsmede deze methodiek toe te passen in toekomstige monitoring van mariene megafauna in en rondom andere offshore windparken.

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

Er zijn wereldwijd grote ambities voor de verdere uitbreiding van de winning van hernieuwbare energie ten behoeve van de noodzakelijke reductie van uitstoot van broeikasgassen. In Europa is er een sterke focus op energieproductie op zee, middels wind- en zonne-energie. Binnen Europa zou de productiecapaciteit van windenergie op zee in 2050 moeten zijn vertienvoudigd in vergelijking met de huidige situatie. De Noordzee heeft karakteristieken die zich uitstekend lenen voor de realisatie van offshore windparken (OWPen), waar dan ook groots op wordt ingezet. In Nederland zijn er momenteel zeven operationele offshore windparken met een totale capaciteit van 2,45 GW, en de ambitie van de Nederlandse overheid is om dit uit te breiden naar 21 GW in 2030 (16% van het nationale energieverbruik) en vervolgens naar 38-72 GW in 2050 (Rijksoverheid, 2023). Dit zou dan 4,5 procent van de totale oppervlakte van het Nederlandse deel van de Noordzee vergen in 2030 en 7,5-13,4 procent in 2050, tegenover de huidige 1,65 procent (2023) (Rijksoverheid, 2023).

De bouw, het operationeel houden en de uiteindelijke afbraak van een OWP kent verschillende potentiële negatieve effecten op lokale ecosystemen. Een van deze effecten is het optreden van habitatverlies bij dieren die windparken mijden, zoals zeevogels en bruinvissen. Habitatverlies wordt veroorzaakt door bijvoorbeeld geluidsoverlast, visuele verstoring, onderhoudswerk in het windpark, verandering van abiotische factoren, verplaatsing van voedselbronnen of een combinatie van deze factoren.

Het objectief vaststellen van habitatverlies voor bijvoorbeeld zeevogels, als gevolg van het ruimtebeslag van OWPen is verre van eenvoudig. Alles op zee beweegt, zo ook de zeevogels, die zelden lang op dezelfde plaats verblijven. "Hotspots" en "coldspots" van zeevogels op zee zijn vaak vluchtig: het simpele feit dat ergens op zee, op enig moment tijdens een zeevogelsurvey, veel of juist weinig vogels worden waargenomen, betekent niet per definitie dat een dergelijke locatie altijd een meer of minder geschikt zeevogelhabitat is. Daarbij zijn er trendmatige (meerjarige) veranderingen in de aantallen zeevogels, en zijn er verschuivingen in hun ruimtelijke verspreiding op zee. Deze factoren kunnen onderzoeken compliceren waarin bijvoorbeeld de situatie voor en na de bouw van een windpark wordt vergeleken. Een studie naar het voorkomen van zeevogels in een gebied waar later een windpark zal komen, dus voorafgaand aan de bouw ervan (een zogenaamde T-0 studie) is vanwege de schommelingen in voorkomen van zeevogels zeker nuttig, maar vooral om na te kunnen gaan of er ter plaatse van het te bouwen windpark geen anomalie te zien is in de aantallen zeevogels. Mocht dit namelijk het geval zijn, dan zal een latere vergelijking tussen de situatie zonder en met windpark een vals beeld opleveren.

Wanneer het windpark eenmaal operationeel is dan zijn er twee voor de hand liggende manieren om na te gaan of vogels het windpark mijden. De vogeldichtheid in het windpark wordt momenteel vaak vergeleken met de dichtheid in een "in alle opzichten vergelijkbaar" referentiegebied buiten het windpark. Voor een dergelijk referentiegebied wordt meestal een gebied gekozen van dezelfde grootte, gelegen op dezelfde afstand tot de kust, met eenzelfde waterdiepte en bodemgesteldheid. In een dergelijke vergelijkingsstudie wordt dan ook in veel gevallen de toestand van beide gebieden (windpark en referentie) meegewogen in de T-0 situatie. Dit zijn zogeheten BACI studies: *Before-After-Control-Impact-Control* studies. Deze aanpak is bijvoorbeeld gevolgd in een studie in België, aan vermindering van een offshore windpark door zeekoeten (Vanermen, et al., 2015a; Vanermen, et al., 2015b). Echter, een vergelijking tussen een impact gebied (windpark) en een enkel referentiegebied, heeft een groot risico in zich: dat er foute conclusies worden getrokken op basis van de waargenomen verschillen, voornamelijk doordat de vluchtige natuur van de verspreiding van vogels op zee (in ruimte en tijd) niet voldoende in acht wordt genomen. Zo kan het aantal vogels in een relatief klein gebied sterk worden beïnvloed door onder andere jaar-op-jaar variatie in populatiegrootten; de aan- of afwezigheid van lokale hotspots (waarvan de exacte locaties binnen een groter gebied vaak van korte duur zijn); alsmede door andere bekende en onbekende (al dan niet) tijdelijke factoren die niet worden veroorzaakt door het windpark. Voor het verkrijgen van statistisch betrouwbare resultaten is een lange reeks waarnemingen nodig, en minimaal is een opzet vereist waarin meerdere referentiegebieden worden meegenomen (Underwood, 1994). Een alternatieve survey opzet (ook wel survey *design* genoemd) is om een ruim gebied rond het windpark te inventariseren en dan na te gaan of de vogeldichtheid binnen

de contour van het windpark afwijkt van wat verwacht mag worden op basis van de dichtheden in het ruimere gebied eromheen (bijvoorbeeld: Peschko et al., 2020; Skov et al., 2016; Vallejo et al., 2017). Een hybride vorm wordt toegepast bij windpark Borssele (Collier et al., 2022). Hier worden vogeldichtheden in het windpark vergeleken met die in een (enkel) referentiegebied, maar ook met de directe omgeving van het windpark.

De aanpak waarbij het te bestuderen windpark samen met haar ruime omgeving wordt bekeken heeft een aantal grote voordelen. Omgevingsvariabelen kunnen beter worden meegenomen in het voorspellingsmodel en ook kan worden nagegaan of er buiten de voetafdruk van het windpark ook nog vermijding optreedt, en zo ja, tot op welke afstand van het windpark (Peschko et al., 2020; Petersen et al., 2014; Petersen & Fox, 2007; Vallejo et al., 2017; Walls et al., 2013). Complicerende factoren, bijvoorbeeld dat het windpark in een uniek habitat ligt binnen een groter gebied (Bijv.: Christensen et al., 2006; Petersen et al., 2014; Petersen & Fox, 2007), kunnen zo ook beter inzichtelijk worden gemaakt. Bovendien hoeft “een” windpark niet het enige storende element voor zeevogels in een bepaald gebied te zijn. Er kunnen meerdere windparken dicht bij elkaar liggen (Heinänen et al., 2020) of er kan bijvoorbeeld een drukke scheepvaartroute, een kustlijn of een zeevogelkolonie (brongebied) in de buurt liggen van het te bestuderen windpark. In al deze gevallen is een studie opzet waarbij een ruim gebied rond het windpark wordt bestudeerd wellicht te prefereren boven een opzet waarbij het windpark wordt vergeleken met een of meerdere discrete referentiegebieden.

Ook de statistische analysemethode die wordt gebruikt om habitatverlies te bestuderen, moet recht doen aan de complexiteit van zowel de data die worden verzameld, als aan de situatie die wordt bestudeerd (zie paragraaf 2.2.2). Observationale data voor zeevogels, als ook voor andere mariene megafauna, worden in de meeste gevallen gekarakteriseerd door een hoog aandeel “nul-waarnemingen”, wat invloed heeft op de statistische analyse. Windpark studies moeten daarnaast ook rekening houden met meerdere factoren die tegelijkertijd een invloed kunnen hebben op de verspreiding van zeevogels. Naast de invloed van het windpark zelf, worden zeevogels beïnvloed door parken of andere bronnen van verstoring in de buurt, door fysische eigenschappen van de omgeving, zoals waterdiepte, doorzicht, bodemgesteldheid etc., maar ook door meest onzichtbare, beweeglijke en in veel gevallen ongrijpbare factoren als het voorkomen van scholen vis die het voedsel vormen van de zeevogels.

1.2 Gemini Offshore Windpark

Gemini Offshore windpark is met een oppervlakte van 68 vierkante kilometer en capaciteit van 600 MW nu nog een van de grootste offshore windparken op de Noordzee. De tendens is echter dat windparken en de turbines binnen die windparken steeds groter worden. Recent gerealiseerde parken als Borssele (NL) en Kriegers Flak (DK) hebben een grotere capaciteit dan Gemini en parken in aanbouw in de Britse sector van de Noordzee, zoals Windpark Dogger Bank zijn nog weer groter. Gemini is een zogenaamd zuster- of tweelingpark: het bestaat uit twee nabijgelegen velden met turbines, een oostelijk en westelijk veld, waar respectievelijk naar verwezen wordt als Buitengaats (of Gemini E, East) en ZeeEnergie (of Gemini W, West). Het is gelegen op grofweg 55 km ten noorden van Schiermonnikoog. De Nederlands-Duitse grens ligt direct ten Oosten van Gemini en op minder circa 20 km afstand ligt het dichtstbijzijnde operationele Duitse windpark. Sinds 2017 is het windpark operationeel (Gemini Offshore Wind Park, 2023).

Ten behoeve van vergunningsverlening voor Gemini is er in 2012 een ecologisch monitoringsplan opgesteld door Planungsgemeinschaft Umweltplanung Offshore Windpark (PGU, Bremen) en IMARES (nu Wageningen Marine Research) (Van Bemmelen et al., 2015; van Kooten et al., 2018). Een van de onderdelen van dit monitoringsplan was het monitoren van zeevogels in en om het windpark. In 2015 is er in dit kader een T-0 studie uitgevoerd door Wageningen Marine Research, dat gericht was op het inventariseren van de voorkomende vogelsoorten in het gebied in en rondom het destijds beoogde windpark (Van Bemmelen et al., 2015). Deze studie vond plaats middels meerdere boot surveys gedurende een jaar. Uit deze studie kwam naar voren dat alken (*Alca torda*; EN: *Razorbill*) en zeekoeten (*Uria aalge*; EN: *Common Guillemot*), beide soorten van de Alken familie (*Alcidae*, EN: *auks*, NL: alkachtigen), verreweg de meest voorkomende vogels (gemiddeld over een jaar) in het gebied waren. Sterker nog, tezamen waren deze twee soorten goed voor ruim de helft van de totale aantallen van alle waargenomen vogels in de T-0 studie (Van Bemmelen et al., 2015). In de desbetreffende monitoring werd het advies uitgebracht om in vervolgstudies na de aanleg van het windpark, prioriteit te geven aan onderzoek naar mogelijk habitatverlies bij alken en zeekoeten.

1.3 Habitatverlies

Zeevogels die het gebied buiten een OWP verkiezen boven het gebied in en direct rondom een OWP, kunnen dus door het windpark zijn verdreven uit hun geprefereerde leefomgeving. Als de vogels zich gedwongen voelen zich te verplaatsen en het zeegebied dat wordt ingenomen door een OWP niet meer, of in mindere mate gebruiken, is er sprake van habitatverlies. Hoewel het inmiddels wel vaststaat dat verschillende soorten vogels OWPen mijden (Bijv.: Busch & Garthe, 2016; Garthe et al., 2023; Heinänen et al., 2020; Leopold et al., 2012; Marques et al., 2020; Mendel et al., 2019; Petersen et al., 2014; Petersen & Fox, 2007; Vilela et al., 2021), is het niet precies bekend of “de hoeveelheid zee” voor de betrokken vogelsoorten een beperkende factor is en wat de gevolgen zijn van habitatverlies en of habitatverlies ook kan resulteren in verminderde fitness van betrokken individuen (Vilela et al. 2021).

Hoewel het effect van habitatverlies minder direct is dan bijvoorbeeld dodelijke botsingen van vogels met windturbines, is het probleem ervan voor een vogelpopulatie niet per definitie kleiner. Een dodelijke botsing vermindert het aantal vogels dan wel direct met 1 individu, deze ruimte kan weer worden aangevuld door een nieuwe vogel en hoeft op lange termijn niet per definitie effect op de populatiegrootte te hebben. Al zit er wel een grens aan de snelheid waarmee een populatie zich kan herstellen, alsook een vertragend effect, vooral bij langlevende en langzaam reproducerende soorten. Echter, als de totale sterfte op populatieniveau beperkt is, en zolang de hoeveelheid voedsel en ruimte ook niet verandert en verliezen kunnen die sterfte in theorie worden aangevuld via reproductie. De vermindering van beschikbaar habitat en de beschikbaarheid en/of bereikbaarheid van voedsel kan daarentegen wel een permanente invloed hebben op populatiegrootten: er zal een nieuw evenwicht ontstaan tussen het aantal vogels en de beschikbare ecologische ruimte.

Habitatverlies is voornamelijk problematisch als er onvoldoende alternatief habitat beschikbaar is, wanneer alternatief geschikt habitat niet van dezelfde kwaliteit is, of wanneer de vogeldichtheid in het resterende habitat zo hoog wordt dat hierdoor onderlinge concurrentie toeneemt: in die gevallen kan de fitness van desbetreffende dieren verminderen, met afnemende populaties als gevolg (Dolman & Sutherland, 1995; Furness et al., 2013).

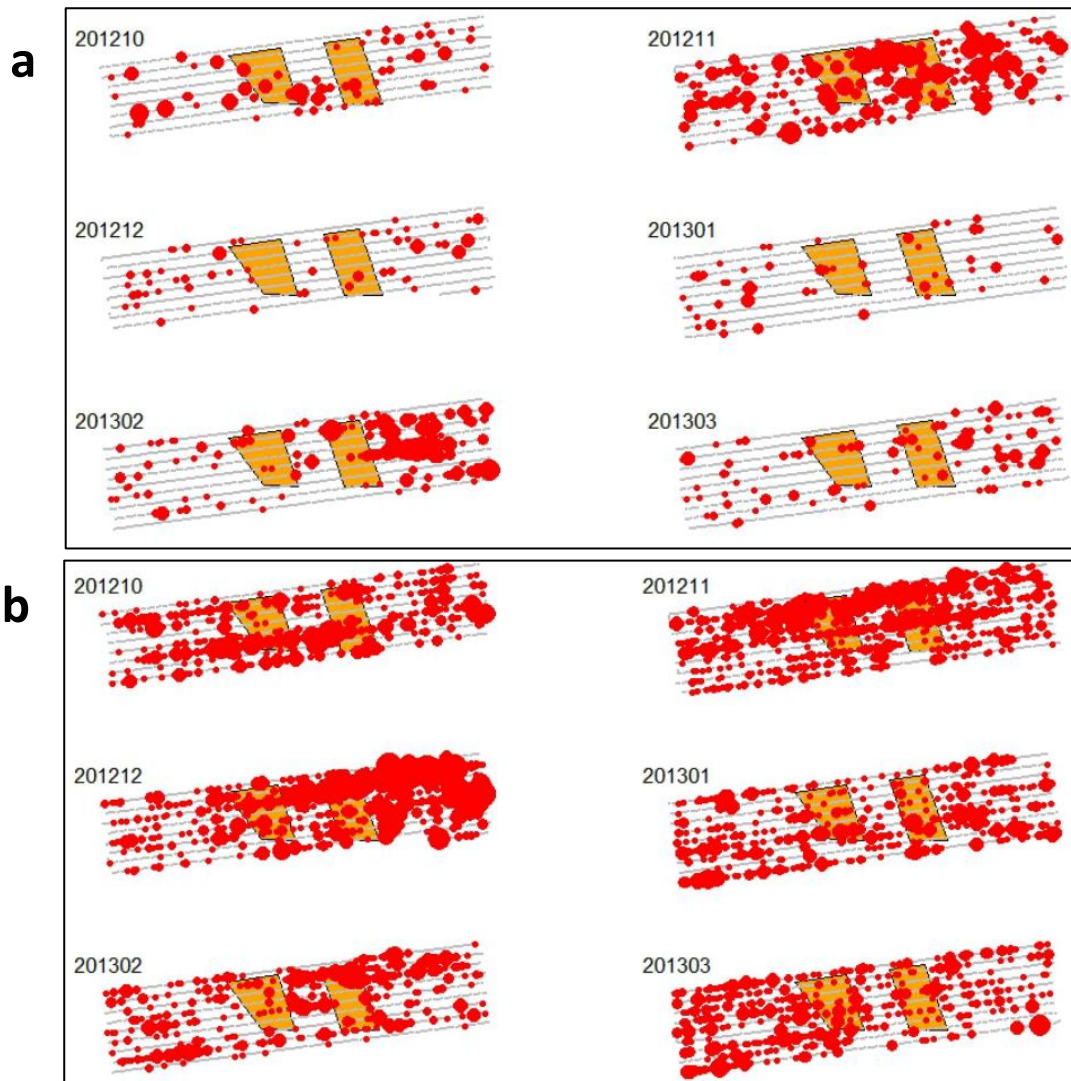
1.4 Alken en zeekoeten

Alken en zeekoeten brengen de meeste tijd zwemmend op zee door en als ze vliegen doen ze dit doorgaans vlak boven het zeeoppervlak: beide soorten lopen hierdoor slechts een gering risico op aanvaringen met turbines. Wel is in diverse studies vastgesteld dat ze windparken (deels) mijden en dat deze soorten dus te maken hebben met habitatverlies op de Noordzee, door de uitrol van wind op zee (Furness et al. 2013; Dierschke et al. 2016). Ook gebieden met veel scheepvaart, zoals drukke, doorgaande scheepvaartroutes, zijn wellicht minder aantrekkelijk voor deze vogels. Naar het effect van scheepvaart op de verspreiding van zeevogels in minder onderzoek gedaan, maar zowel alken als zeekoeten ontwijken stelselmatig naderende schepen, door weg te zwemmen, te duiken of weg te vliegen (eigen waarnemingen op de Noordzee). In dit rapport, dat is gefocust op deze twee soorten, beperken we ons tot het aspect “habitatverlies” en besteden we geen specifieke aandacht aan het risico op botsingen.

Alken zijn voornamelijk buiten het broedseizoen in het Nederlandse deel van de Noordzee aanwezig (Skov et al., 1995), en worden regelmatig gezien in gemengde groepen, samen met zeekoeten (Camphuysen et al., 1993; Van Bemmelen et al., 2012). In de Gemini T-0 studie werden dichtheden van 0,5 tot 3 alken per km² geobserveerd in de winterperiode, en van juni tot en met september vrijwel nul (van Bemmelen et al., 2015). Alken werden destijds gevonden over het hele gemonitorde gebied, zowel ten westen, ten oosten als binnen en tussen de twee gebieden die waren aangewezen voor de twee Gemini zusterparken (Figuur 1a). In de meeste maanden leek de verdeling van alken redelijk homogeen/random in het studiegebied, maar in twee maanden (februari en maart) was de dichtheid in Gemini W en ten westen daarvan een stuk hoger dan in het oosten (Van Bemmelen et al., 2015).

De zeekoet is een veelvoorkomende soort in zowel Nederlandse als Duitse wateren en is jaar-rond in dit gebied te vinden (Camphuysen & Leopold, 1994; Mendel et al., 2008). Deze vogelsoort spendeert het grootste deel van de tijd op zee en gaat, net als de alk, vrijwel uitsluitend naar land om te broeden. Gedurende de zomermaanden (mei-augustus) blijven de dan broedende zeekoeten veelal binnen 100 km van hun kolonie, waardoor de dichtheden in de zuidoostelijke Noordzee in dit seizoen relatief laag zijn in vergelijking met de rest van het jaar (Skov et al., 1995). Gedurende de Gemini T-0 studie naar zeevogels werden zeekoeten in groten getale geobserveerd (Van Bemmelen et al., 2015). Gedurende

de hele winterperiode, tussen september en mei, werden zeekoeten in dichtheden tussen 2 en 6 vogels per vierkante kilometer geobserveerd in het destijds gemonitorde gebied; in de periode van april tot en met augustus lag het gemiddelde tussen de 0 en 2 zeekoeten per km² (Van Bemmelen et al., 2015). Op basis van de resultaten van de T-0 studie werd gesteld dat zowel het westelijke als oostelijke Gemini zusterpark belangrijk zijn binnen het habitat van de zeekoet (Figuur 1b)(Van Bemmelen et al., 2015).



Figuur 1. Ruimtelijke verspreiding van (a) **alken** en (b) **zeekoeten** voor de komst van Gemini OWP. Weergegeven zijn de resultaten van de T-0 surveys* van oktober 2012 tot maart 2013. De grootte van de rode stippen correspondeert met het aantal vogels dat (per minuut) werd waargenomen. Oranje polygonen corresponderen met de locatie van het (destijds nog niet aanwezige) windpark. Cijfercode correspondeert met kalenderjaar; kalendermaand. Bron: van Bemmelen et al. (2015).

* De T-0 surveys zijn uitgevoerd door middel van lijn-transect observaties vanaf een schip. Destijds is er ook in de zomermaanden gemonitord. Vergelijkbare plots van de zomermaanden zijn te vinden in het IMARES rapport van Van Bemmelen et al. (2015).

1.5 Onderzoeksvraag

Het nu voorliggende rapport presenteert de resultaten van een studie naar het habitatverlies van alken en zeekoeten in en rondom Gemini Offshore Windpark, tijdens de operationele fase van dit OWP. Ten grondslag aan deze studie liggen zowel ecologische vragen, omtrent potentieel habitatverlies bij alken en zeekoeten in en rondom Gemini, alsmede het doel om in deze context een nieuwe methodologische aanpak te testen en etaleren. De volgende doelen staan in dit rapport centraal:

- 1. Vaststellen of er sprake is van habitatverlies bij alken en/of zeekoeten in en rondom Gemini Offshore Wind Park;**
- 2. De omvang van habitatverlies kwantificeren indien daar sprake van is;**
- 3. Het testen van een nieuwe monitoringsmethode, gebruik makend van digitale vliegtuig surveys en een groot referentiegebied in alle richtingen rondom het windpark heen;**
- 4. Het ontwikkelen van een statistisch robuuste analysetechniek om habitatverlies in en rondom een offshore windpark te determineren en kwantificeren.**

Deze studie beantwoordt deze vragen door de ruimtelijke verspreiding van alken en zeekoeten in en rondom Gemini te bestuderen. Er is gebruik gemaakt van relatief nieuwe vliegtuigsurvey technieken ten behoeve van nauwkeurige gegevensverzameling. De resulterende dataset is onderworpen aan een uitgebreide studie naar de vogeldichtheden in ruimte en tijd, middels geavanceerde statistische modellen. Door toepassing van deze combinatie van geavanceerde technieken onderzoeken wij tegelijkertijd een nieuwe methode, die in de toekomst kan worden ingezet voor het onderzoeken van habitatverlies door windparken.

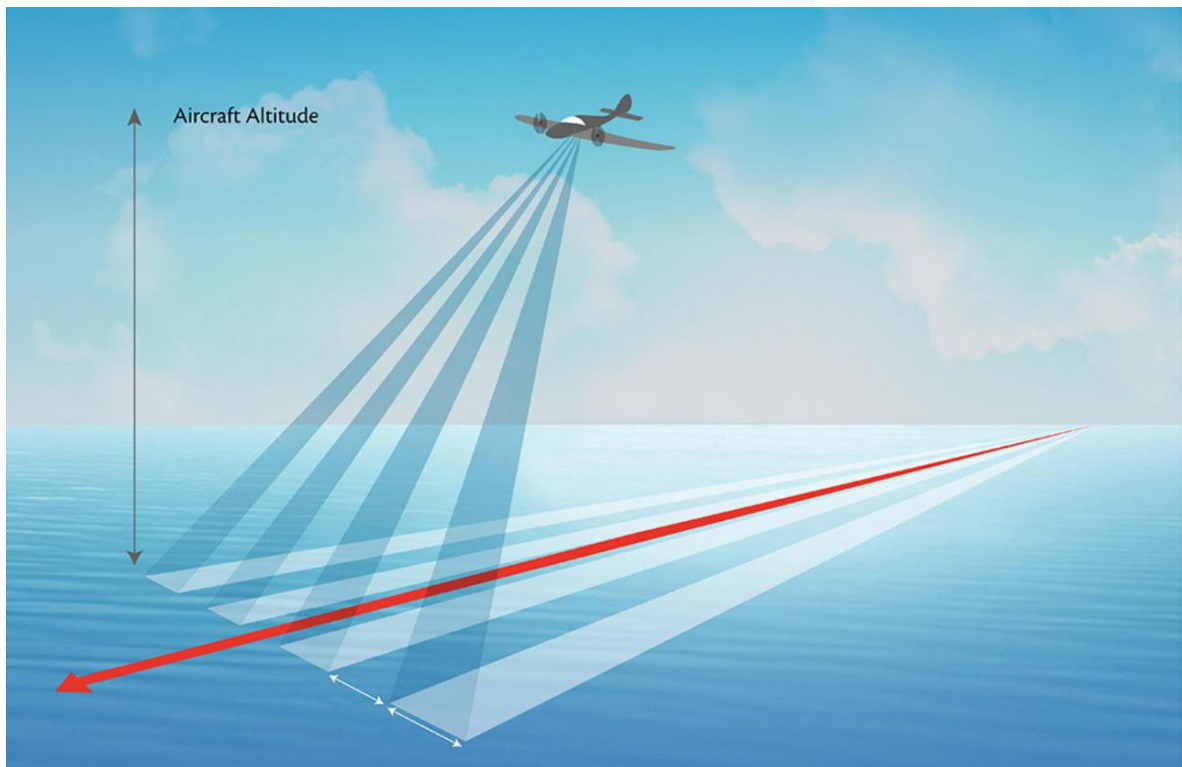
Dit rapport is in opdracht van Gemini Offshore Windpark en uitgevoerd door Wageningen Marine Research in samenwerking met BioConsult SH (Husum, Duitsland).

2 Methoden

2.1 Data verzameling

2.1.1 HiDef Vliegtuigsurveys

Voor het verzamelen van data is een relatief nieuwe techniek ingezet: digitale vliegtuigsurveys met gebruik van camera's met hoge resolutie (HiDef) (Figuur 2). Met behulp van deze techniek kunnen er op 500 m hoogte, beelden worden verzameld met een resolutie van 2 cm. Deze resolutie is betrouwbaar genoeg voor het lokaliseren en identificeren van vogels. Eenzelfde techniek is recentelijk ook ingezet bij het monitoren van vogels in en rondom Borssele windpark. In totaal zijn er in het gebied van Gemini Offshore Windpark acht van deze surveys uitgevoerd, verdeeld over de periode van oktober tot en met maart, binnen één jaar. Eerst is een volledige pilotstudie uitgevoerd in maart 2022. Na evaluatie van de survey opzet en de verkregen resultaten (Zuur & Ieno, 2022) zijn zeven volgende surveys uitgevoerd volgens dezelfde opzet als die van de pilot-survey, tussen oktober 2022 en maart 2023, waarbij de precieze datums afhankelijk waren van de weersomstandigheden. Alle vluchten zijn uitgevoerd door BioConsult SH.



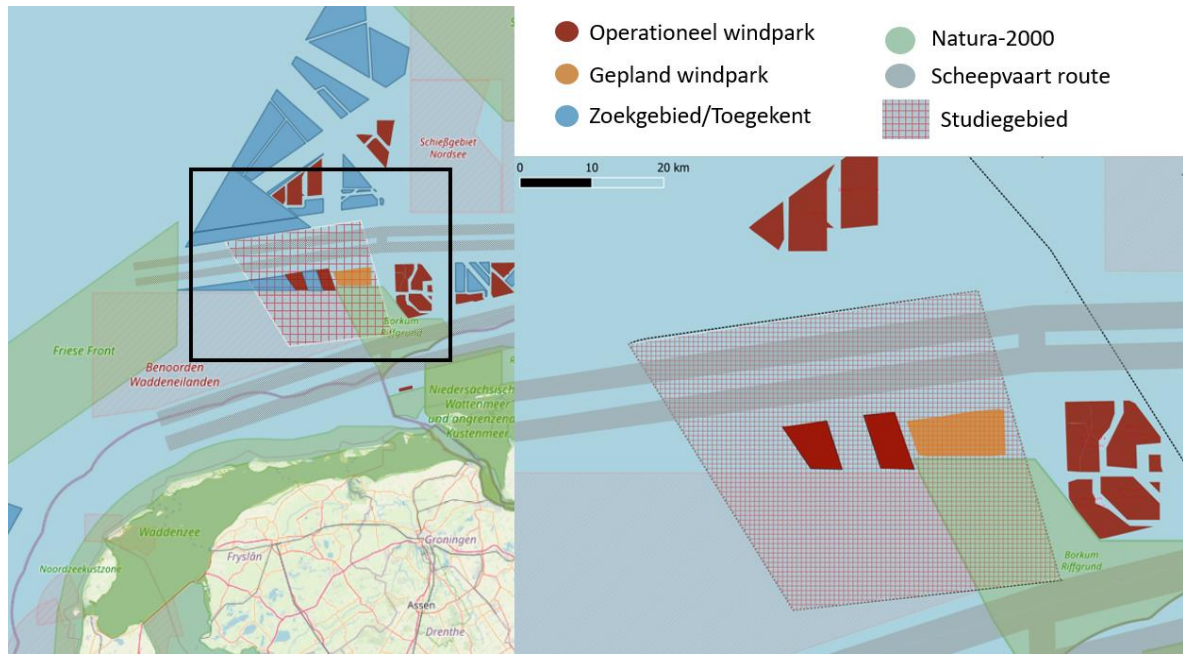
Figuur 2. Visualisatie van HiDef vliegtuigsurveys (BioConsult). De vlieghoogte in het nu voorliggende onderzoek varieerde van 500 tot 550 meter, tevens zijn er acht camera's gebruikt in plaats van vier zoals in de afbeelding. De resolutie van de verzamelde beelden was bij benadering 2 centimeter per pixel. Er zit geen overlap tussen de beelden afkomstig van de acht camera's.

2.1.2 Studie opzet

Er is gekozen voor een survey design met Gemini in het midden van een monitoringsgebied dat zich c.a. 15 km in alle richtingen daar omheen uitstrekt (Figuur 3). Dit is besloten onder andere op basis van eerdere studies waaruit naar voren kwam dat het effect van windparken op de ruimtelijke verspreiding van specifiek zeekoeten tot meer dan 10 km afstand van een windpark op te merken is (Zuur & Leopold, 2018). Het totaal aantal transect-lijnen is bepaald met de maximale vliegafstand van 750 km van het vliegtuig, de grootte van het studiegebied en de afstand tot het gebruikte vliegveld voor vertrek en landing.

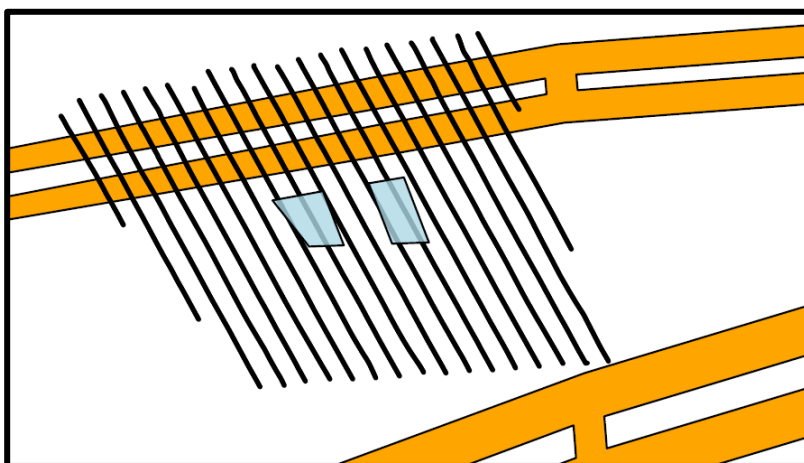
Het studiegebied heeft geen overlap met operationele Duitse windparken of het Friese Front, een Natura 2000 gebied binnen de Nederlandse EEZ, dat specifiek is aangewezen voor alken en zeekoeten. Het Duitse Natura 2000 gebied Borkum Riff Grund (BRG) ligt wel (deels) in het gemonitorde gebied, maar dit is niet aanwezen voor alken of zeekoeten (European Environment Agency, 2019).

Dicht ten noorden van Gemini, binnen het studiegebied, ligt een belangrijke scheepvaartroute. Hier is er vrijwel continue doorgaande scheepvaart (Figuur 3). Ten zuiden van het studiegebied ligt een nog drukker bevaren oost-west gaande (en vice versa) scheepvaartroute. Een stuk verder buiten het studiegebied (boven de noordelijke scheepvaartroute) ligt c.a. 20 km ten noorden van Gemini het Duitse OWP BARD en op vergelijkbare afstand ten oosten van het studiegebied ligt het "Borkum" windparken complex.



Figuur 3. Studiegebied rondom Gemini Wind Park. Scheepvaartroutes in grijs, operationele windparken in donkerrood, pre-constructie windparken (in planningsfase, geaccepteerd) in oranje, toegekend windparkgebied (nog geen concrete planning) in blauw. Natura-2000 gebieden in groen, Nederlands-Duitse grens als zwarte stippellijn. Rode arcering: studiegebied.

De transect-lijnen liggen loodrecht op de richting van de noordelijke scheepvaartroute, en vrijwel loodrecht op de dichtstbijzijnde kustlijnen van de Waddeneilanden en de bathymetrie/isocline (Figuur 4). Vanwege de lokale bathymetrie, waarvan bekend is dat het samen met de afstand tot de kust van invloed is op de ruimtelijke verspreiding van alken en zeekoeten (Camphuysen & Leopold, 1994), is het niet onwaarschijnlijk dat er een noord-zuid gradiënt te vinden zal zijn in de verspreiding van de twee vogelsoorten.



Figuur 4. Study design: geplande transect-lijnen (zwarte, parallel lopende lijnen) ten opzichte van het windpark (lichtblauw) en nabije scheepvaartroutes (oranje).

In totaal werden er acht vliegtuigsurveys uitgevoerd binnen een tijdsspanne van twaalf maanden. In verband met het seizoens-gerelateerd voorkomen van de vogels worden de vluchten alleen uitgevoerd tussen oktober en maart. We nemen aan dat bij een tussenperiode van 5 dagen of meer de geobserveerde ruimtelijke verspreiding van vogels niet meer afhankelijk is van de verspreiding tijdens voorgaande survey. De minimale periode tussen twee achtereenvolgende surveys is dan ook vastgesteld op 5 dagen. Door de afhankelijkheid van weersomstandigheden zijn de vluchten met onregelmatige tussenperiodes uitgevoerd: de tijd tussen twee opeenvolgende vluchten varieerde van 5 dagen tot 50 dagen (de pilot-survey van maart 2022 niet meegenomen). Tussen de pilot-survey in maart 2022 en de eerste definitieve survey zaten 224 dagen (zie ook sectie 3.1, Bijlage 2).

2.1.3 Beeldverwerking

Het identificeren en annoteren van de vogels in het beeldmateriaal is door ervaren ornithologen van BioConsult verricht. Alle annotaties zijn handmatig verricht. In sommige gevallen kon er door de ornithologen geen onderscheid worden gemaakt tussen een alk en zeekoet. In die gevallen werd de geannoteerde vogel gelabeld als "alk/zeekoet". Om deze ongeïdentificeerde vogels van de *Alcidae* familie mee te kunnen nemen, hebben wij niet alleen alken en zeekoeten apart onderzocht, maar ook tezamen (alken + zeekoeten + ongeïdentificeerde alk/zeekoet). Verdere verwijzingen naar "*Alcidae*", "beide vogelsoorten" ("alk of zeekoet", "alk/zeekoet") verwijzen dus naar de som van deze drie groepen. Merk op dat in dit rapport verdere verwijzingen naar "*Alcidae*" dus uitsluitend alken en zeekoeten betreft, en geen andere vogelsoorten van deze familie.

Verdere verwijzingen naar ***alcidae*** refereren naar de som van alle zeevogels die op de verzamelde beelden is geclassificeerd als **alk, zeekoet of "alk of zeekoet"**. In dit rapport ondervangt deze term dus uitsluitend de vogelsoorten alken (*Alca torda*) en zeekoeten (*Uria aalge*).

2.2 Statistische analyse

2.2.1 Data opwerking

Het annoteren van de verzamelde beelden resulteerde in een dataset met, per foto, het aantal vogels per vogelsoort die in de foto aanwezig waren. Bij iedere foto zijn de GPS-coördinaten van het midden van de foto gegeven. Omdat er gebruik is gemaakt van vier camera's, die elk steeds twee foto's maakten hebben we voor ieder meetpunt langs het transect acht foto's naast elkaar. De data van deze acht foto's is gecombineerd door de som te nemen van het aantal vogels per soort en het midden van de GPS-coördinaten te nemen. Vervolgens is het aantal vogels omgezet naar vogeldichtheden (aantal vogels/km²) door te delen door het totaal gedekte oppervlak van de acht foto's. Kleine variaties in het geanalyseerde oppervlakte door kleine gebieden met slechte zichtbaarheid, alsmede minimale variatie in vlieghoogte, worden hiermee gecorrigeerd.

Alle opwerking en verdere modellering en data-analyse zijn uitgevoerd in R Studio (RStudio Version 2022.07.0+548 "Spotted Wakerobin").

2.2.2 Modelleren van vogeldichtheden in tijd en ruimte

Om het potentiële habitatverlies van alken en zeekoeten in en rondom Gemini te onderzoeken is er gebruik gemaakt van Generalized Additive Models (GAM). Middels deze GAMs zijn de vogeldichtheden (van alken, zeekoeten en *alcidae*) gemodelleerd, op basis van de empirische data die door middel van de vliegtuigsurveys is verzameld. De output (voorspelde dichtheden in ruimte en tijd) van het model kan mede gebruikt worden voor interpolatie van de data: het model kan middels modelpredicties en -simulaties ook de dichtheden tussen de gevlogen transecten in berekenen. De output van de GAMs is dus onder andere een voorspelling van de vogeldichtheden in de ruimte en tijd, dekkend voor het hele studiegebied. Deze output is gebruikt om de dichtheden binnen en rondom het windpark te vergelijken met de dichtheden buiten het windpark.

2.2.2.1 INLA

In consultatie met Highland Statistics Lts (UK) is besloten de GAMs toe te passen met behulp van "Integrated Nested Laplace Approximation" (INLA) in *R-INLA* (Zuur, Elena, et al., 2017). INLA is een

Bayesiaanse inferentie methode en is in eerdere studies naar habitatverlies rondom windparken toegepast (Busch & Garthe, 2016). Het voordeel van deze aanpak is dat lokale ruimtelijke en temporele correlaties op een statistisch correcte manier in de modellen kunnen worden meegenomen. In andere woorden: patronen in de dichtheden in de ruimte en/of tijd, die niet volledig kunnen worden verklaard aan de hand van model-variabelen (besproken in 2.2.2.4), kunnen door het model worden ondervangen. Dit is nodig omdat er in de data sterke lokale ruimtelijke patronen werden aangetroffen, die niet te vangen zijn wanneer de GAMs zouden worden gefit doormiddels een "frequentist" aanpak (het veelgebruikte alternatief voor Bayesiaanse methoden), zoals met gebruik van de *gam* functie in het R package *mgcv* (Wood, 2007). Een GAM die in R-INLA wordt toegepast vangt deze kleinschalige ruimtelijke en tijdelijke correlatie door gebruik te maken van "latent Gaussian Markov Random Fields" (GMRF) (Zuur et al., 2017).

INLA is een van de mogelijke methodieken die kan worden gebruikt voor het toepassen van regressiemodellen, waaronder Generalized Additive Models (GAMs). Het gebruik van INLA valt onder de Bayesiaanse statistiek, dat een geavanceerd alternatief biedt voor "frequentist"-stijl statistische methodieken: waaronder GAMs die via het *mgcv* package in R worden toegepast. Het voordeel van INLA is dat het in meer accurate inferentie resulteert dan alternatieve frequentist-stijl methoden, alsmede dat er op een statistisch correcte manier met ruimtelijke afhankelijkheid en variatie om kan worden gegaan.

2.2.2.2 Hurdle model

Een van de karakteristieken van ruimtelijke survey data is dat er vaak een groot aantal nul-observaties zijn: foto's waarop geen alk en/of zeekoet aanwezig was (Leopold et al., 2012; Zuur, 2012). Dit heeft consequenties voor de statistische distributies die kunnen worden geïmplementeerd zonder het schenden van statistische regels, en dit moet dus tijdens het modelleren in acht worden genomen. Omdat de vogeldichtheden ook continue data (n/km^2) betreft is er gekozen om te werken met een "Zero-Altered Gamma" (ZAG) verdeling. Een ZAG is een zogenaamd "*Hurdle model*", een tweedelig model dat wordt gebruikt als statistische verdeling voor het modelleren van data die voor een groot deel uit nullen bestaat (Zuur et al., 2009; Zuur & Ieno, 2016). Wanneer data voornamelijk uit nullen bestaat wordt dit ook wel zero-inflatie genoemd. Een ZAG is in essentie een tweedelig model bestaande uit (1) een GAM met een Bernoulli verdeling en (2) een GAM met een Gamma verdeling (Zuur et al., 2009; Zuur & Ieno, 2016). De Bernoulli ZAG wordt uitsluitend op binaire (*presence/absence*) data toegepast, en de Gamma ZAG uitsluitend op de positieve (*presence-only*) data. Beide verdelingen worden in individuele GAMs toegepast en onderworpen aan o.a. modelselectie: alleen de model output (model predicties/simulaties) wordt gecombineerd om tot de uiteindelijke voorspelde ruimtelijke dichtheden te komen. Deze modelselectie procedure is uitgevoerd voor iedere vogelgroep, alsmede voor het Bernoulli en Gamma deel van de ZAG apart. In totaal zijn er dus zes verschillende GAMs toegepast en aan model selectie onderworpen. Voor verdere details, zie **Bijlage 1**.

Toepassing van een "**Hurdle model**", zoals het gebruik van een Zero-Altered Gamma (ZAG) verdeling, maakt het mogelijk om data te modelleren die voor een groot deel uit nul-observaties bestaat. Dit soort data wordt ook wel *zero-inflated* data genoemd. Een ZAG is in essentie een tweedelige GAM, bestaande uit een GAM met een Bernoulli verdeling en een GAM met een Gamma verdeling. Samengevoegd kun je hiernaar refereren als een "**ZAG-GAM**". We gebruikten de ZAG-GAMs om de data te interpoleren, door middel van model-voorspellingen: we laten het model 1000 nieuwe datasets genereren, van dezelfde grootte als de empirische data.

2.2.2.3 Spatial-temporal correlation

Omdat er sprake was van ruimtelijke afhankelijkheid in de data, hebben wij een ruimtelijke correlatiestructuur ("*spatial-temporal correlation*") aan de GAMs toegevoegd, door toepassing van een "spatial random field" (SRF). We hebben de procedures gevolgd zoals beschreven in Zuur et al. (2017).

Doordat de ruimtelijke verdeling van vogel-hotspots sterke variatie vertoonde, was de meest geschikte methode om voor iedere survey een aparte SRF te gebruiken dan een enkel SRF voor alle surveys (dit bleek uit vergelijking van de model performance van GAMs waarin deze twee opties zijn toegepast). Het gebruik van deze spatial-temporal correlatiestructuur heeft tot gevolg dat de door het model voorspelde dichtheden survey-afhankelijk zijn: als de GAM wordt gebruikt om model-voorspellingen te doen resulteert dit in een ruimtelijke verdeling van vogeldichtheden voor ieder van de 8 surveys. Om een gemiddelde ruimtelijke verspreidingskaart te genereren kan voor ieder punt in de ruimte het gemiddelde

van de acht surveys worden bepaald. Dit hebben we gedaan door het studiegebied in gridcellen te verdelen en per gridcel het gemiddelde van de acht surveys te bepalen. We hebben hiervoor een ruimtelijk grid gebruikt van 200 x 200 gridcellen, verdeeld over het studiegebied. Voor iedere survey hebben we 100 datasets gesimuleerd, door middel van modelvoorspellingen 100 nieuwe datasets te genereren. Het gemiddelde van een enkele gridcel is dus gebaseerd op het gemiddelde van 800 (100 * 8 surveys) gesimuleerde dichtheden. Van het berekende gemiddelde kan ook de standaarddeviatie (sd) worden bepaald. Zowel de gemiddelde dichtheid als standaarddeviatie zijn ruimtelijk geplot.

Voor verdere details over de toegepaste statistiek, zie **Bijlage 1**.

Er zijn drie aparte ZAG-GAMs gegenereerd: voor alken, zeekoeten en alcidae (alk + zeekoet + "alk/zeekoet"). In ieder van deze GAMs is een **"Spatial Random Field" (SRF)** toegepast om de variatie tussen de surveys in de verspreiding van vogel-hotspots en -coldspots te ondervangen. Bij het doen van modelvoorspellingen, zijn de voorspellingen daardoor survey-afhankelijk.

2.2.2.4 Variabelen

Een aantal omgevingsvariabelen zijn onderzocht, waaronder de minimale afstand tot een windpark, de minimale afstand tot de scheepvaartroutes, lokale waterdiepte en gemiddelde scheepvaart intensiteit.

Merk op dat de kortste afstand tot een windpark in het grootste deel van het studiegebied Buitengaats of ZeeEnergie is, maar in de meest oostelijke strook van het studiegebied is de afstand tot een van de operationele OWPs in de Duitse EEZ kleiner dan de afstand tot Gemini (Figuur 3). Om deze reden hebben wij de kortste afstand tot een OWP berekend op basis van alle windparken in en in de nabije omgeving van het studiegebied, en dus niet alleen tot Gemini.

Bathymetrie data, voor het bepalen van de waterdiepte op ieder punt in het studiegebied, is gedownload van EMODnet (European Commission & European Marine Observation and Data Network, n.d.). De aanwezigheid van de scheepvaartroute in het gebied hebben we meegenomen in het model door ten eerste voor ieder punt van observatie de kortste afstand tot de noordelijke en zuidelijke scheepvaartroutes (Figuur 3) te berekenen (in km), en ten tweede door voor ieder punt ook het jaargemiddelde scheepvaart intensiteit (in uur/km²/maand) te bepalen. De scheepvaart intensiteit is verkregen via EMODnet (European Commission & European Marine Observation and Data Network, n.d.), waarvan we het jaargemiddelde van 2022 hebben aangehouden voor alle surveys.

Het belang van deze omgevingsvariabelen is onderzocht door de *"performance"* (prestatie) van GAMs met en zonder deze variabelen te vergelijken (zie Bijlage 1, sectie B1.5). Omdat deze variabelen geen toegevoegde waarde hadden voor de prestatie van de GAMs, zijn ze niet gebruikt in de eindmodellen. Vanwege de sterke variatie in de verspreiding van de alken en zeekoeten in zowel de ruimte als de tijd, alsmede inachtneming van de heterogeniteit in de verspreiding van mogelijke bronnen van verstoring verspreid over het studiegebied, worden er geen conclusies getrokken over het effect van het windpark op de verspreiding van vogels op basis van de variabele "afstand tot het windpark" (voor nadere uitleg, zie Bijlage 1, sectie B1.3). Om het effect van het windpark te onderzoeken wordt een simulatiestudie gebruikt.

2.2.3 Simulatiestudie

De aanwezigheid en sterkte van een effect van het windpark op de vogeldichtheden is onderzocht door de voorspelde vogeldichtheid in een potentieel "impact" gebied te vergelijken met de gemiddelde voorspelde dichtheid in een referentie gebied. Als impact gebied is in eerste instantie het windpark genomen (Buitengaats en ZeeEnergie zijn individueel onderzocht, alsmede het turbine-loze gebied ertussen). Daarna hebben we ook bufferzones van 1 km breedte, op afstanden van >0 tot 10 km om het OWP heen als potentiële impact gebieden onderzocht.

In plaats van simpelweg de gemiddelde dichtheid binnen en buiten het impactgebied te vergelijken, hebben we een simulatiestudie uitgevoerd. Hierbij vergelijken we de dichtheid in een impact gebied met 1000 willekeurig geselecteerde "controle" gebieden. De controle gebieden zijn gebieden met een oppervlak identiek aan het oppervlak van het desbetreffende impact gebied, en worden willekeurig geselecteerd uit het referentie gebied. Het referentie gebied wordt gedefinieerd als al het resterende studiegebied buiten het windpark, en indien het desbetreffende impact gebied een bufferzone is, is het referentie gebied al het resterende studiegebied buiten de buitenste contour van de desbetreffende

bufferzone. Hoe groter de afstand van de desbetreffende bufferzone tot het windpark, hoe kleiner dus het referentiegebied. Voor ieder van de onderzochte potentiële impact gebieden is het gemiddelde van de dichtheid in de 1000 controle gebieden berekend. Daarnaast berekenen we een test-statistische waarde die correspondeert met de fractie met een hogere vogeldichtheid dan binnen het desbetreffende impact gebied. Een waarde van om en nabij 0.5 indiceert dat de verdeling van dichtheden in en buiten het impact gebied nagenoeg vergelijkbaar is. Bij waarden groter dan 0.7 had een aanzienlijk deel van de gesamplede gebieden een hogere dichtheid dan het impact gebied.

Om vast te stellen of er sprake is van habitatverlies binnen het windpark, houden we vast aan een test-statistische waarde van 0.7, waarbij waarden boven de 0.7 duiden op habitatverlies en waarden boven de 0.9 duiden op sterk habitatverlies. Om een verstoringsafstand te bepalen onderzoeken we de gemiddelde dichtheden in de bovengenoemde bufferzones ten opzichte van de gemiddelde dichtheden in hun controle gebieden. We spreken van habitatverlies tot en met de bufferzone waarin de gemiddelde dichtheid groter of gelijk is aan de onderste limiet van het 99% betrouwbaarheids-interval om het gemiddelde van de dichtheden in de controlegebieden. De verstoringsafstand is dan de afstand van de buitenste contour van die bufferzone tot het windpark.

De modelvoorspellingen kunnen gebruikt worden voor een **simulatiestudie**: waarbij we van 1000 willekeurig geselecteerde referentie gebiedjes buiten het impact gebied, de gemiddelde dichtheid aan alken en/of zeekoeten vergelijken met de dichtheid in het impact gebied. Dit kan worden gedaan met het windpark als impact gebied, alsmede voor bufferzones om het windpark heen. Dit hebben wij gedaan voor buffer zones van 1 km dikte, tot een afstand van 10 km van het windpark af.

Met de bepaalde verstoringsafstanden kan er vervolgens ook worden berekend hoeveel vogels er door het windpark worden verdreven. Dit kan als volgt worden berekend:

Verschil in dichtheid = Gem. dichtheid buiten verstoringsgebied – Gem. dichtheid binnen verstoringsgebied

*Aantal vogels verschil (n) = Oppervlak verstoringsgebied (km²) * Verschil in dichtheid (n/km²)*

Bij het interpreteren van deze aantallen dienen wel twee belangrijke aannames in acht te worden genomen. Ten eerste, de aanname dat Gemini de enige bron van verstoring is in het studiegebied. De aanwezigheid van een scheepvaartroute binnen het studiegebied en een Duits windpark vlak buiten het studiegebied kunnen de "achtergrond dichtheid", die als referentie wordt gebruikt, negatief beïnvloeden. Hoogstwaarschijnlijk geeft dit een rooskleurig beeld van de verstoring door Gemini en het berekende aantal verdreven vogels. Ten tweede, de aanname dat de gemiddelde dichtheid in afwezigheid van het windpark gelijk is aan de gemiddelde dichtheid die tijdens deze studie (in aanwezigheid van het windpark) buiten de gevonden verstoringsafstand is geobserveerd. Dit kan enerzijds een geflatteerd resultaat opleveren indien de vogels die uit (de omgeving van) het windpark zijn verdreven zich buiten de verstoringszone, maar nog binnen het referentiegebied, zullen ophouden. De dichtheden aan de rand van de verstoringsafstand zijn hierdoor mogelijk iets verhoogd ("halo" effect, zie bijvoorbeeld de studie van (Dähne et al., 2013), tenzij alle verdreven vogels helemaal buiten het totale studiegebied terecht zijn gekomen. Anderzijds kan zo'n halo effect ook het berekende aantal verdreven vogels verminderen, wanneer een deel van de verhoogde dichtheden in die halo binnen de buitenste bufferzone van het verstoringsgebied ligt.

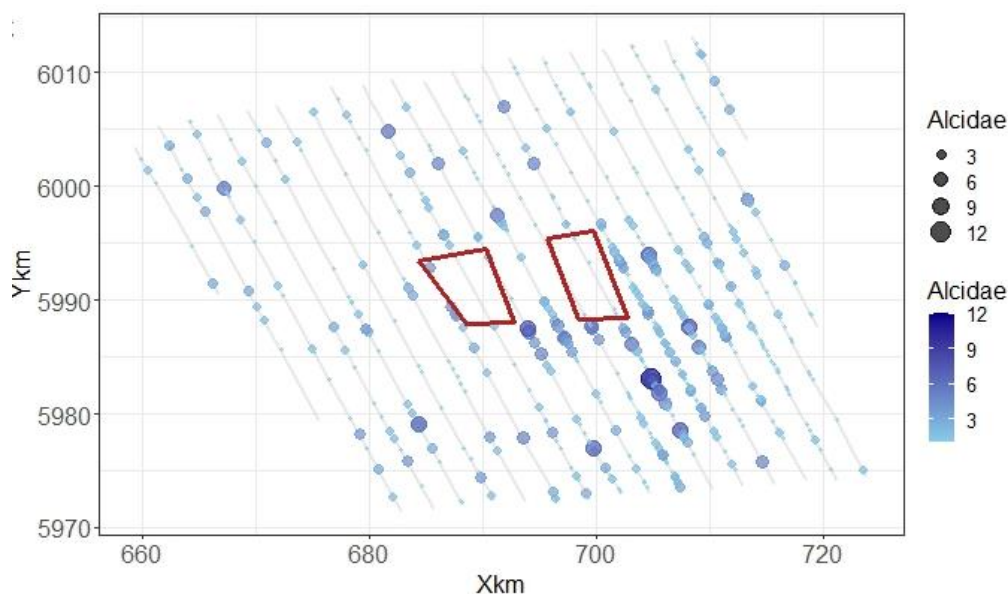
3 Resultaten en discussie

De resultaten zijn, in afwijking op de Nederlandse SI, gerapporteerd met een decimale punt in plaats van een komma.

3.1 Verzamelde data

3.1.1 Samenvatting van de ruwe data

In totaal zijn er acht vliegtuigsurveys uitgevoerd, verdeeld over de periode maart 2022 tot en met maart 2023. Figuur 5 geeft een beeld van de ruwe observaties van een enkele survey. De eerste survey, in maart 2022, was een pilot-vlucht. Verdeeld over de acht surveys is er met de beelden een oppervlak van 3244 km² bemonsterd. De minimum periode tussen twee vluchten was 5 dagen en de maximum 224 dagen (voor details zie Bijlage 2).



Figuur 5. Voorbeeld van de ruwe observaties tijdens de pilot-survey (Survey 1: 10 maart 2022). Weergegeven zijn de aantallen vogels per punt van observatie (de som van 8 foto's) voor Alcidae (alken + zeekoeten + "alk of zeekoet"). Lichtgrijze stippen reflecteren nul-observaties en vormen tezamen een lichtgrijze lijn die het gevlogen transect (inclusief eventuele afwijkingen ten opzichte van de geplande transecten) weergeven. Blauwe stippen zijn observaties waar vogels zijn waargenomen, de kleur en grootte corresponderen met het aantal vogels dat op desbetreffende acht foto's is waargenomen. Rode omlijning correspondeert met de omtrek van het windpark. Vergelijkbare figuren voor de overige surveys alsmede voor alken en zeekoeten apart staan in Bijlage 2.

De kwaliteit van de verzamelde beelden, die de nauwkeurigheid van de identificatie van vogels kan beïnvloeden, is grotendeels afhankelijk van de weersomstandigheden. Er werd daarom alleen met relatief goede weersomstandigheden gevlogen (zie ook Bijlage 2, Tabel B2.1). In enkele gevallen konden er stukken van een foto niet worden geanalyseerd door verminderde zichtbaarheid, bijvoorbeeld door reflectie van zonlicht, mistvorming of door de staat van de zee. In die gevallen is dit stuk oppervlak ook niet meegenomen in de berekening van de gemiddelde dichtheid aan vogels op desbetreffend punt van observatie. De mate van reflectie van zonlicht op het water, dat de mate van zichtbaarheid beïnvloed, was afwezig tot verwaarloosbaar. Alleen in survey 1 en 8 kwam het voor dat de intensiteit van deze reflectie in sommige beelden duidelijk aanwezig was. Vermindering van het zicht door mistvorming was niet tot nauwelijks aanwezig: in 4 van de 8 surveys waren er enkele beelden met "licht verminderd zicht" door wolk- of mistvorming. De staat van de zee varieerde van 0 tot maximaal 3 (in 4 van de 8 surveys) tot 4 (in 4 van de 8 surveys) op de schaal van Peterson. Het uiteindelijke effect van de weersomstandigheden op de bruikbaarheid van de beelden is minimaal gebleven: van twee surveys kon

99% van het verzamende beeldoppervlak worden geanalyseerd, in de rest van de surveys was dit 100% van het gemonitorde oppervlak.

In totaal zijn er 17392 alachtigen geteld verdeeld over de acht surveys, waarvan 6853 als zeekoet zijn geïdentificeerd en 7543 als alk. Dit betekent dat er 3536, ofwel van 19,7% van de vogels, niet op soortniveau konden worden gebracht maar wel als alk of zeekoet. Het totaal aantal vogels varieerde van survey tot survey (Tabel 2). Zo waren er tijdens survey 6 en 7 relatief veel alken, en tijdens survey 3, 6 en 8 relatief veel zeekoeten. De gemiddelde dichtheid, genomen over de acht vluchten, was 2.32 alken/km², 2.13 zeekoeten/km² en 5.37 vogels/km² voor alcidæ (Tabel 1-2). Merk hier op dat de dichtheid aan alken en zeekoeten sterke variatie vertoonde door het jaar heen (Tabel 2). De data bevat een groot aantal nul-waarnemingen (Tabel 1) en is dus zwaar "zero-inflated".

Tabel 1. Samenvatting van de geobserveerde vogelaantallen per observatie gedurende de acht surveys. Een observatie is een enkele locatie op een van de transect-lijnen, waarop door acht camera's een foto is genomen: een enkele observatie is dus een samenvoeging van acht foto's.

Vogelgroep	Minimum aantal vogels per observatie (non-zero)	Gemiddeld aantal vogels per observatie	Maximum aantal vogels per observatie	Zero-inflatie
Alken	1	0.08	35	96.67%
Zeekoeten	1	0.07	27	96.10%
Alcidæ	1	0.18	59	91.71%

Tabel 2. Samenvatting van de acht vliegtuigsurveys en gemiddeld geobserveerde vogelaantallen en -dichtheden. Een observatie bestaat uit acht HiDef foto's (met een gemiddelde oppervlakte van 34 m²). Dichtheden zijn berekend op basis van het totaal bestudeerde oppervlakte (zie sectie 2.2.1).

Survey	Datum	Totaal aantal alken	Totaal aantal zeekoeten	Totaal aantal alken/zeekoeten	Gemiddelde dichtheid alken n/km ²	Gemiddelde dichtheid zeekoeten n/km ²	Gemiddelde dichtheid alcidæ n/km ²	Totaal aantal observatie punten
1 (A)	10-03-22	719	97	1132	1.74	0.24	2.74	11959
2 (B)	19-10-22	754	639	1673	1.82	1.56	4.06	11990
3 (C)	08-12-22	641	3489	5207	1.58	8.60	12.80	12047
4 (D)	21-01-23	677	118	928	1.71	0.30	2.35	11967
5 (E)	26-01-23	578	33	631	1.58	0.09	1.72	10519
6 (F)	08-02-23	2086	1136	3885	4.97	2.71	9.26	12255
7 (G)	19-02-23	1271	305	1793	3.02	0.73	4.26	11913
8 (H)	06-03-23	817	1036	2143	2.05	2.58	5.35	12046
Alle		7543	6853	17392	2.31	2.10	5.32	94702

3.1.2 Temporele variatie

Het aantal alken in het studiegebied varieerde sterk, ook tussen kleine tijdsintervallen (5 dagen). Een dieptepunt in de dichtheden werd eind januari gezien, gevolgd door een piek in dichtheden twee weken later in februari (Tabel 2). In de T-0 survey werden er ook sterk wisselende dichtheden gemeten, met relatief hoge aantallen alken in november en februari (van Bemmelen et al., 2015). Tijdens de T-0 novemberpiek werden ze relatief homogeen over het studiegebied verspreid waargenomen, tijdens de T-0 februari piek lag het zwaartepunt in het oosten van het studiegebied.

Voornameijk voor zeekoeten was de variatie in aantallen sterk. Tijdens de T-0 surveys waren de aantallen zeekoeten tussen september en maart consistent boven de 2 vogels per km² en kwamen deze vogels relatief homogeen over het T-0 studiegebied verspreid voor (Van Bemmelen et al., 2015). De hoogste gemiddelde dichtheid werd destijds in december waargenomen. Ook in de nu voorliggende studie werd het hoogste aantal zeekoeten in december waargenomen. Opvallend is dat er in de T-0 studie in de periode september tot maart gemiddeld hogere dichtheden zeekoeten dan alken zijn

geobserveerd (Van Bemmelen et al., 2015), terwijl in de huidige studie er gemiddeld hogere dichtheden alken zijn geobserveerd tijdens zes van de acht surveys. In januari (surveys 4 en 5) hebben wij zelfs extreem lage dichtheden zeekoeten waargenomen (Tabel 2). De oorzaak van dit grote verschil is met de huidige informatie niet te verklaren, mede doordat we hier te maken hebben met momentopnames binnen slechts twee winters, die geen volledige presentatie geven van wat er in een bepaalde maand of jaar in het grotere vogellandschap is gebeurt.

Mogelijk hebben de geobserveerde verschillen tussen de surveys in totale aantallen vogels in het gebied, te maken met een seizoens-effect, doordat de zeekoeten na hun broedseizoen het studiegebied passeren om vanuit de oostelijke Noordzee richting Denemarken te zwemmen (Skov et al., 1995; van Katwijk & Camphuysen, 1993). Mannen en vrouwen hebben hierbij een verschillende timing en er is een veelvoud aan brongebieden (kolonies, vooral langs de Schotse oostkust). Weers- en voedselomstandigheden onderweg zullen ook van invloed zijn op de snelheid van de trek, waardoor de vogels in meerdere groepen het gebied rond Gemini bereiken. Voor alken gelden vergelijkbare scenario's, maar veel alken komen van verder weg (Ierland), waardoor alken doorgaans wat later arriveren in de oostelijke Noordzee (Leopold, 2017). In grote lijnen zijn de aantallen vogels tijdens de T-0 en de nu voorliggende surveys van eenzelfde orde grootte, maar de verdeling van pieken en dalen in de aantallen over het seizoen zijn zodanig verschillend dat er kan worden aangenomen dat niet jaarlijks dezelfde aantallen vogels op dezelfde momenten in het jaar passeren. In statistische termen is er daarom sprake van een "jaareffect". Met slechts data voor twee verschillende winters kan de geobserveerde variatie in aantallen vogels tussen de surveys niet worden verklaard. Het gaat, in het nu voorliggende rapport, echter niet zozeer om de aantallen vogels in het gebied, maar om de ruimtelijke patronen binnen het studiegebied, in relatie tot de ligging van het windpark.

3.2 Statistische analyse

3.2.1 ZAG-GAMs met een spatial-temporal correlatiestructuur

Uit modelselectie bleek dat de inclusie van een ruimtelijke correlatiestructuur een sterk verhoogde model performance opleverde, en dat een "*spatial-temporal*" correlatiestructuur (waarbij voor iedere survey een aparte SRF wordt gebruikt) meer geschikt was dan het gebruik van een enkel SRF dat voor alle surveys wordt gebruikt (zie ook Bijlage 1). Dit vertelt ons al dat er, bovenop de ruimtelijke variatie in de verspreiding van vogels per survey, ook sterke variatie tussen de surveys zit wat betreft de locaties van vogel "*hotspots*" en "*coldspots*". Voor zowel alken, zeekoeten als alcidae droegen de omgevingsvariabelen nauwelijks tot niet bij aan de *performance* van het model, en deze variabelen zijn dus uit alle drie de uiteindelijke ZAG-GAMs weggelaten.

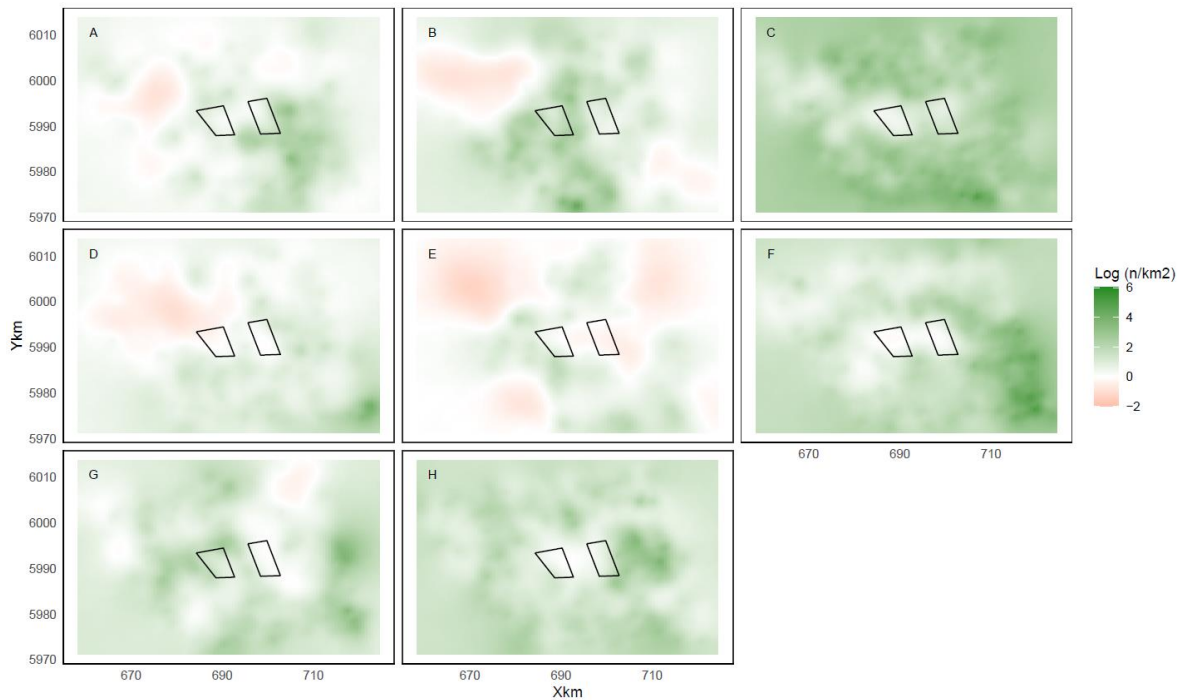
3.2.2 Vogellandschap

3.2.2.1 Variatie in ruimte en tijd

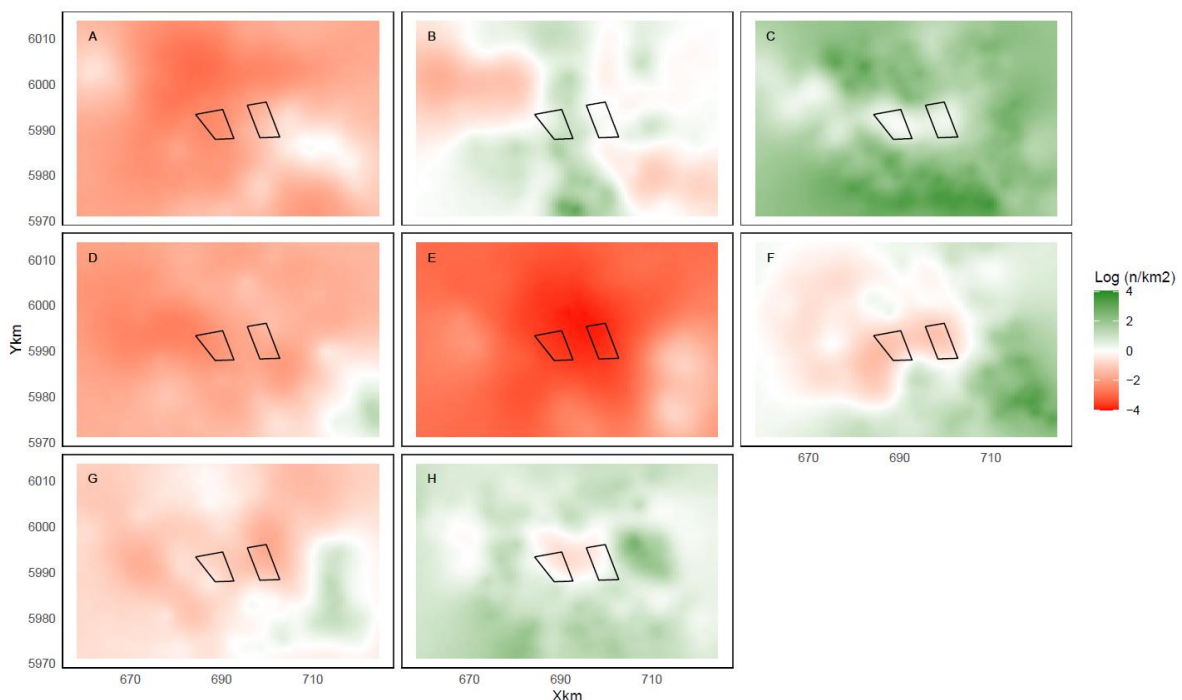
Door het toepassen van een spatial-temporal correlatiestructuur bestaat de output van het model in een dichtheidskaart per survey (Figuur 6-8), in plaats van een enkele kaart per vogelsoort voor de hele surveyperiode. In deze visuele model output is ook het verschil in vogel aantallen zichtbaar: voornamelijk voor zeekoeten was de variatie in aantallen sterk tussen de surveys (Figuur 8). Ook traden sterke verschillen op in de ruimtelijke dichtheden, waar de precieze locaties van hotspots en coldspots door het landschap lijken te dansen. Opvallend is dat er op geen enkel moment een duidelijke kern van een hotspot in het windpark te zien is.

Het is mogelijk dat er consistentere patronen opduiken bij gebruik van data van meer dan 8 surveys, en dat naarmate er meer surveys worden toegevoegd er een punt komt waarop een enkel SRF volstaat. Het is ook mogelijk dat de geobserveerde ruimtelijke variatie kan worden verklaard door omgevingsfactoren die niet in deze studie zijn meegenomen, zoals de ruimtelijke verspreiding van voedsel, dat zich ongezien, onder water bevindt. Over het voedsel van alken en zeekoeten in het studiegebied en de verspreiding en bewegingen van dat voedsel ontbreekt fundamentele kennis, waardoor we precieze verklaringen voor de ruimtelijke variatie van de vogels in het gebied niet kunnen geven.

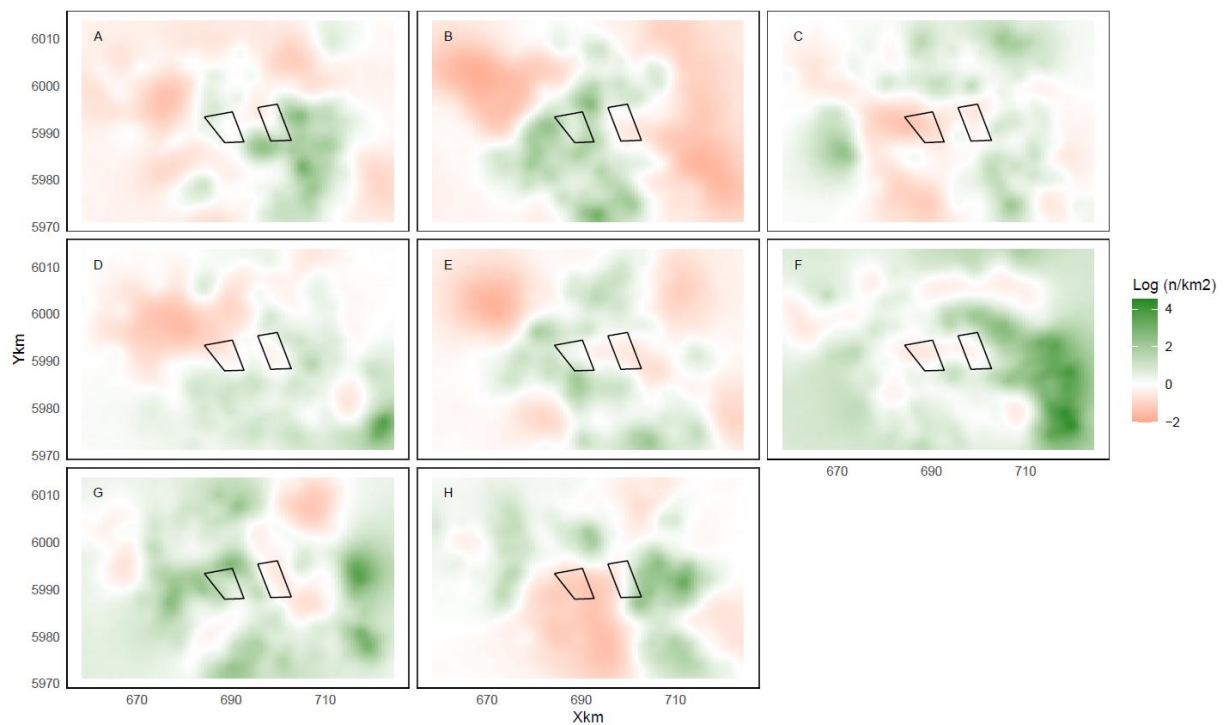
Ondanks de sterke variatie is er wel een consistent patroon zichtbaar wanneer men inzoomt op het windpark: de dichtheid in het windpark is consistent relatief laag en er is nooit een echte "hotspot" in te vinden (Figuur 6-8). Opvallend is dat vooral wanneer de dichtheid over het hele studiegebied relatief hoog is (bijvoorbeeld figuur 6C,F,G,H, 7C) er een "gat" ontstaat op de locatie van het windpark.



Figuur 6. Dichtheden (n/km^2) per survey voor *alcidae* (*alken + zeekoeten + "alk of zeekoet"*) op basis van 1000 simulaties middels de ZAG-GAM. De twee polygonen in het midden zijn ZeeEnergie (links) en Buitengaats (rechts). Letters A-I in de linker bovenhoek corresponderen met de opeenvolgende surveys (Tabel 2), weergegeven van links boven naar rechts beneden in chronologische volgorde. Kleurgradiënt correspondeert met dichtheden (n/km^2) op een natuurlijk-logaritmische schaal ($e^{\log}$) en de ongetransformeerde dichtheden kunnen worden berekend door de exponent hiervan te berekenen. Witte gridcellen corresponderen met $\exp(0) = 1$ vogel per km^2 , roodtinten corresponderen met dichtheden lager dan 1 en groentinten met dichtheden hoger dan 1 vogel/ km^2 .



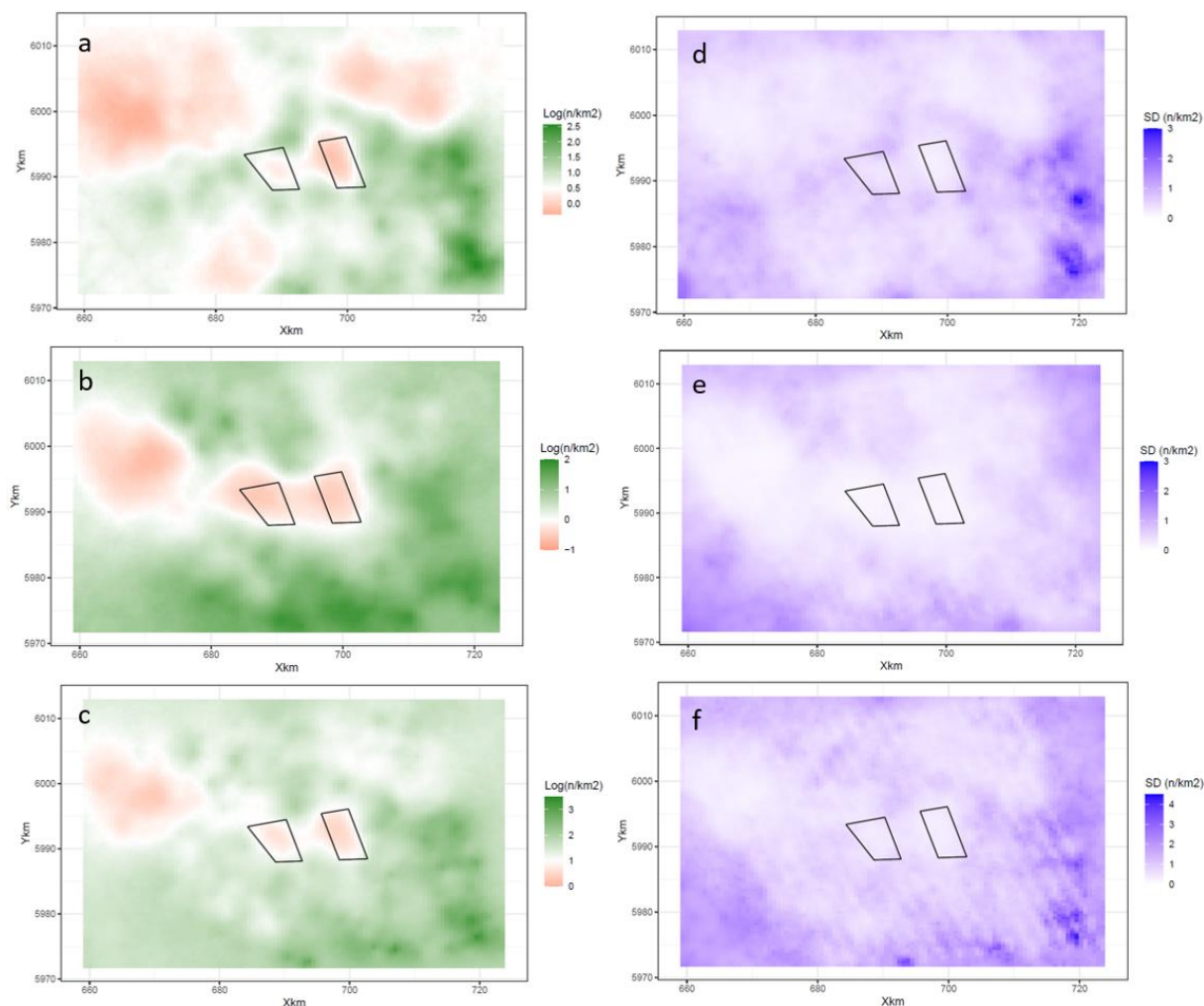
Figuur 7. Voorspelde dichtheden (n/km^2) per survey voor *zeekoeten* op basis van 1000 simulaties middels de ZAG-GAM. De twee polygonen in het midden zijn ZeeEnergie (links) en Buitengaats (rechts). Letters A-I in de linker bovenhoek corresponderen met het nummer van de surveys (Tabel 2), weergegeven van links naar rechts en onder naar boven in chronologische volgorde. Kleurgradiënt correspondeert met dichtheden (n/km^2) op een natuurlijk-logaritmische schaal ($e^{\log}$) en de ongetransformeerde dichtheden kunnen worden berekend door het exponent hiervan te berekenen. Witte gridcellen corresponderen met $\exp(0) = 1$ vogel per km^2 , roodtinten corresponderen met dichtheden lager dan dat en groentinten met dichtheden hoger dan 1 vogel/ km^2 .



Figuur 8. Voorspelde dichtheden (n/km^2) per survey voor **alken** op basis van 1000 simulaties middels de ZAG-GAM. De twee polygonen in het midden zijn ZeeEnergie (links) en Buitengaats (rechts). Letters A-H in de linker bovenhoek corresponderen met het nummer van de surveys (Tabel 2), weergegeven van links naar rechts en onder naar boven in chronologische volgorde. Kleurgradiënt correspondeert met dichtheden (n/km^2) op een natuurlijk-logaritmische schaal ($e^{\log}$) en de ongetransformeerde dichtheden kunnen worden berekend door het exponent hiervan te berekenen. Witte gridcellen corresponderen met $\exp(0) = 1$ vogel per km^2 , roodtinten corresponderen met dichtheden lager dan dat en groentinten met dichtheden hoger dan 1 vogel/ km^2 .

3.2.2.2 Gemiddelde dichtheden in de ruimte

De ruimtelijk dichtheden worden beschreven aan de hand van het gemiddelde van de acht surveys (zie sectie 2.2.2). Naast het gemiddelde kunnen we ook kijken naar de variatie, door voor ieder punt in het studiegebied naast het gemiddelde ook de standaarddeviatie te visualiseren (Figuur 9). Wat opvalt is dat voor alle drie te bestudeerde groepen de laagste gemiddelde dichtheden in het windpark worden geobserveerd, alsmede in de noordwestelijk gelegen hoek van het studiegebied. Voor alken zien we ook lage gemiddelde dichtheden in een gebied op ongeveer 5 km ten noordoosten van Buitengaats.



Figuur 9. Gemiddelde dichtheden (a-c) en standaarddeviaties (d-f) voorspeld door de ZAG-GAMs op basis van 100 gesimuleerde datasets per survey op een grid met 200 x 200 gridcellen. Van boven naar beneden: **alken** (a, d), **zeekoeten** (b,e), **alcidae** (alken + zeekoeten + "alk of zeekoet") (c,f). Dichtheden (n/km^2) zijn gevisualiseerd op een natuurlijk-logaritmische schaal ($e^{\log}$) en de ongetransformeerde dichtheden kunnen worden berekend door het exponent hiervan te berekenen.

Conform de statistische eigenschappen van de aantallen en de ruimtelijke verdeling van de vogels over het gebied (gekenmerkt door clustering en veel nul-waarnemingen), zien we dat de gebieden met de laagste gemiddelde dichtheden ook de gebieden zijn met de laagste standaarddeviaties: in deze gebieden zijn dus consistent weinig vogels waargenomen. De standaarddeviatie in de rest van het gebied ligt hoger, en dus verschilt de dichtheid daar van survey tot survey. Dit was ook te verwachten omdat het studiegebied niet een vast overwinteringsgebied is voor de vogels, maar eerder fungeert als een doortrekgebied (zie 3.1.2). De vogels trekken in golven door het gebied heen, zonder zich al te veel te bekommeren om zaken als diepte, afstand tot de kust, of bodemgesteldheid. Een eerste studie aan zeekoeten, uitgerust met locatie loggers heeft laten zien, dat deze vogels gedurende de winter enorme afstanden kunnen afleggen door de Noordzee (Dunn et al., 2020). Dit wordt bevestigd door het feit dat de belangrijkste concentratiegebieden van deze vogels zich gedurende het jaar over de Noordzee verplaatsen (Skov et al., 1995). De vraag blijft echter of ze tijdens hun beweging door het gebied het windpark, dat ze onderweg tegenkomen, al dan niet mijden. De vogels lijken dus tijdens het winterhalfjaar in golven door het studiegebied te trekken, dan wel erin rond te "dansen": maar wel stevast om het windpark heen.

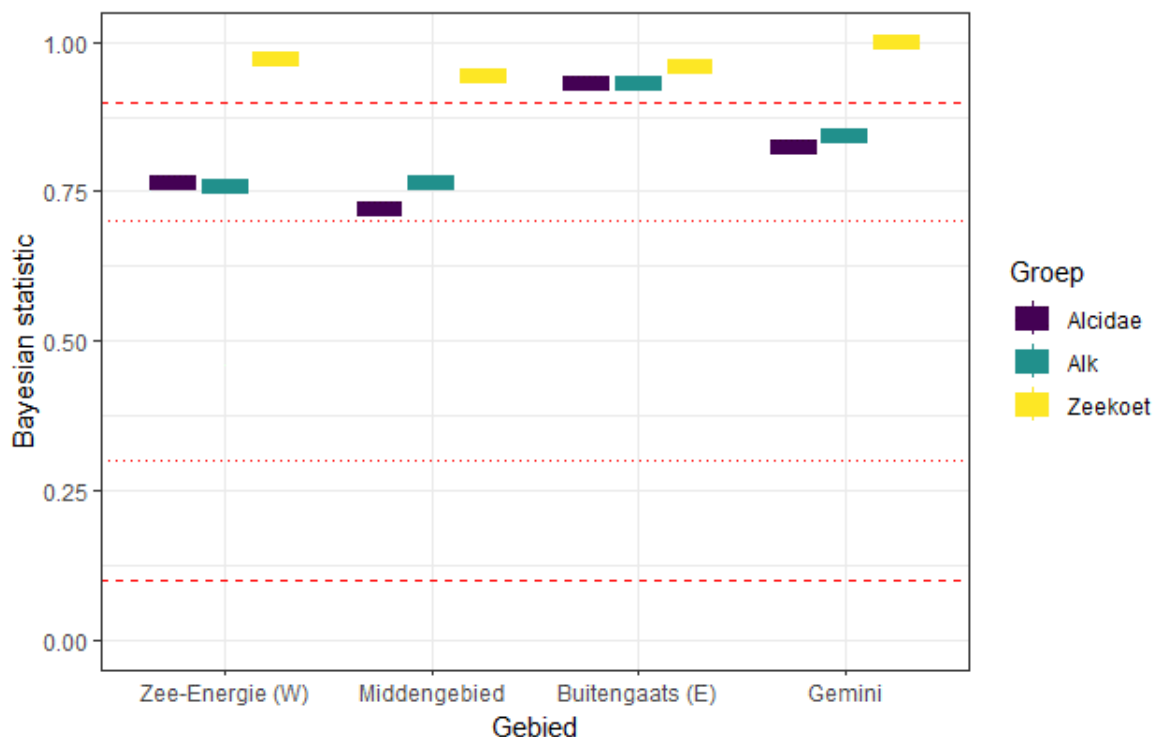
Door het noorden van het studiegebied loopt de diepwater scheepvaartroute (Figuur 2-3), wat de lage dichtheden in het noorden van het studiegebied zou kunnen verklaren. Echter is de dichtheid niet homogeen in en om deze scheepvaartroute: visueel lijken de vogels de noordoostelijke hoek van het studiegebied niet te vermijden, terwijl de scheepvaartroute daar evengoed loopt. De aanwezigheid van die scheepvaartroute biedt dus geen volledige verklaring voor de relatief lage dichtheden in het noorden. Op basis van de nu beschikbare informatie kunnen we dus geen uitsluitsel geven over het eventuele effect van scheepvaart, maar vervolgonderzoek met de nu voorliggende dataset, in combinatie met meer gedetailleerde informatie over de scheepvaartintensiteit ten tijde van de vliegtuigsurveys, zou hierover meer inzicht kunnen verschaffen.

3.3 Habitatverlies

3.3.1 Habitatverlies in het windpark

Aangezien er op basis van de resultaten van de T-0 studie mag worden aangenomen dat voor de aanleg van het windpark beide soorten van het hele studiegebied gebruik maken (Van Bemmelen et al., 2015), is er sprake van habitatverlies wanneer de dichtheden in (en/of rondom) het windpark stelselmatig lager zijn dan in het omliggende gebied.

Uit de eerste simulatiestudie, waarbij de dichtheid in het windparkgebied werd vergeleken met 1000 willekeurig geselecteerde gebieden van dezelfde grootte buiten het windpark, komt naar voren dat de dichtheid van zowel alken als zeekoeten in Gemini aanzienlijk lager is dan het merendeel van het gebied buiten het windpark (Figuur 6). Voor alle drie de onderzochte groepen (alken, zeekoeten, alcidae) is de dichtheid in zowel ZeeEnergie, Buitengaats als het "lege" gebied tussenbeide, lager dan in het merendeel van de rest van het studiegebied. Nota bene, tijdens de T-0 surveys werden er geen aanwijzingen gevonden dat alken of zeekoeten een bepaald deel van het gebied prefereerden (van Bemmelen et al., 2015). Voor zeekoeten is er in alle onderzochte sub-gebieden van het windpark een sterk effect (Figuur 6). Voor alken en alcidae is het effect alleen sterk te noemen in ZeeEnergie (W). Zeekoeten lijken het windpark dus sterker lijken te vermijden dan alken, dit verschil is met name te zien in ZeeEnergie en het middengebied.



Figuur 10. Resultaten van de simulatiestudie naar het effect van verschillende sub-gebieden van Gemini op de vogeldichtheden in vergelijking met 1000 willekeurig geselecteerde, even grote gebieden buiten het windpark. De "Bayesian test statistic" (zie 3.2.2) correspondeert met de fractie gesamplede gebieden waar een hogere dichtheid vogels was dan in het (geselecteerde deel van het) windpark (zie ook sectie 2.2.3; Bijlage 1). Waarden boven de 0.7 en onder de 0.3 (rode fijne stippellijnen) geven aan dat er een aanzienlijk verschil is tussen de dichtheden binnen en buiten het (sub-gebied van het) windpark, met respectievelijk lagere (>0.7) en hogere (>0.3) dichtheden in het windpark. Bij waarden boven de 0.7 (rode grove stippellijnen) wordt er een negatief effect van de aanwezigheid van het windpark op de dichtheid van vogels geconstateerd, en nemen wij dus aan dat er habitatverlies plaatsvindt. Waarden boven de 0.9 geven de indicatie dat dit effect sterk is en er dus een hoge mate van habitatverlies is. Het gebied dat hier "Gemini" is gelabeld, omvat het gebied binnen de control van ZeeEnergie, Buitengaats en het "lege" gebied tussenbeide.

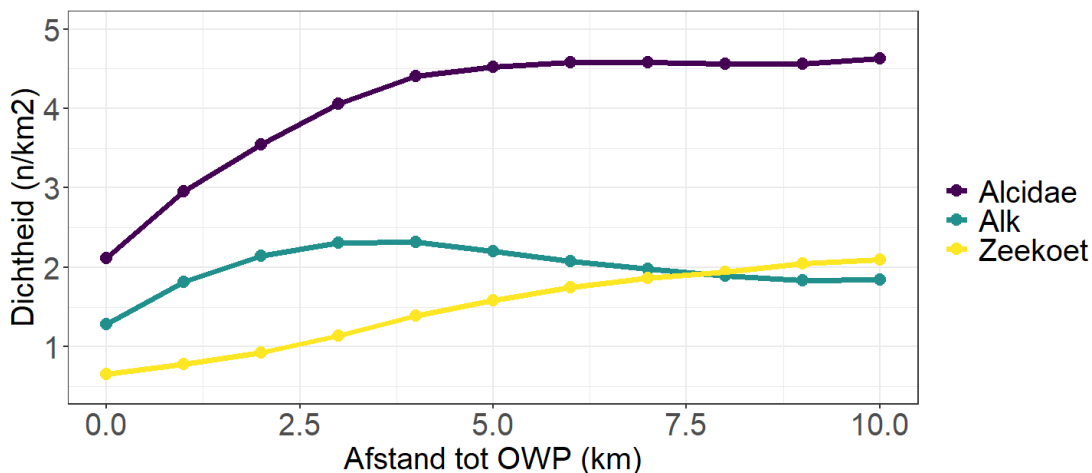
Wat opvalt is dat de gemiddelde dichtheid in Buitengaats kleiner is dan ZeeEnergie, in het geval van alken en de twee vogelsoorten tezamen. Deze observatie houdt mogelijk verband tot de netto zwemrichting van de vogels, die na het broedseizoen vanuit de broedgebieden in het westen van de Noordzee (en daarbuiten), via de Duitse Bocht richting Skagerrak/Kattegat zwemmen (Skov et al., 1995). Wanneer de vogels vanuit het westen het windparkgebied bereiken, zullen ze eerst Gemini W

aantreffen. Mogelijk is daardoor de kans op het aantreffen van alkachtigen in dit deel van het windpark groter. Tijdens survey 2 (oktober), 5 (januari) en 7 (februari) arriveerden er mogelijk nieuwe groepen alken en zeekoeten in het gebied, waardoor ze via dit mechanisme vooral in ZeeEnergie werden aangetroffen (ten opzichte van Buitengaats, dat dan bij aankomst van de vogels “in de schaduw ligt” van ZeeEnergie) (Figuur 2). Een dergelijk mechanisme is met puntmetingen, zoals vliegtuigtellingen, niet in kaart te brengen, hiervoor zou het continue volgen van individuele vogels, uitgerust met GPS-trackers, nodig zijn.

Opvallend is dat er ook in het “lege” gebied, tussen de twee turbinevelden in, een verschil werd gevonden tussen de voorspelde dichtheden hier en die buiten het windparkgebied (Figuur 10, Middengebied). De afstand tussen Buitengaats (E) en ZeeEnergie (W) is circa 5 km. De vermijding van het gebied in het midden van het tweelingpark duidt er dus op dat er ook buiten het windpark habitatverlies optreedt (Figuur 10). Op basis van deze informatie kunnen we dus stellen dat er sprake is van habitatverlies binnen beide deelparken en ook tussen deze deelparken in, en dat het effect op zeekoeten sterker lijkt de zijn dan voor alken. Dit onderzoeken we verder in sectie 3.3.2.

3.3.2 Habitatverlies buiten het windpark

Bovenstaande resultaten duiden er dus al op dat habitatverlies zich uitstrekt tot buiten het windpark. Als we de gemiddelde dichtheden van alken, zeekoeten en alcidae op kleine afstanden tot het windpark (<10 km) nader inspecteren, kunnen we zien hoe de dichtheden toenemen naarmate we van het windpark af bewegen (Figuur 11). Opvallend is dat de laagste (kijkend naar uitsluitend het deel van het studiegebied tot 10 km afstand van het windpark) gemiddelde dichtheden in het windpark worden geobserveerd (Figuur 11). Wat we verder zien is dat de dichtheid van zeekoeten blijft toenemen met toenemende afstand van het windpark, tot op ten minste 10 km, terwijl voor alken er een sterke toename plaats tot op 4 km, waarna er een lichte afname lijkt te zijn. Deze “piek” bij alken op ca. 2-4 km afstand van het windpark en lichte afname in dichtheden daarbuiten duidt mogelijk op een halo-effect, waarbij de dieren die uit het windpark zijn verdreven zich in relatief hoge dichtheden aggregeren op circa 2-5 km afstand (dit is ook terug te zien in Figuur 9). Dit kan er op duiden dat de uit het windpark verdreven alken zich hier ophopen (conform de bruinvissen op circa 20 km van de locatie waar werd geheid ten tijde van de vliegtuigsurvey van Dähne et al. (2013; zie hun figuur 3b).



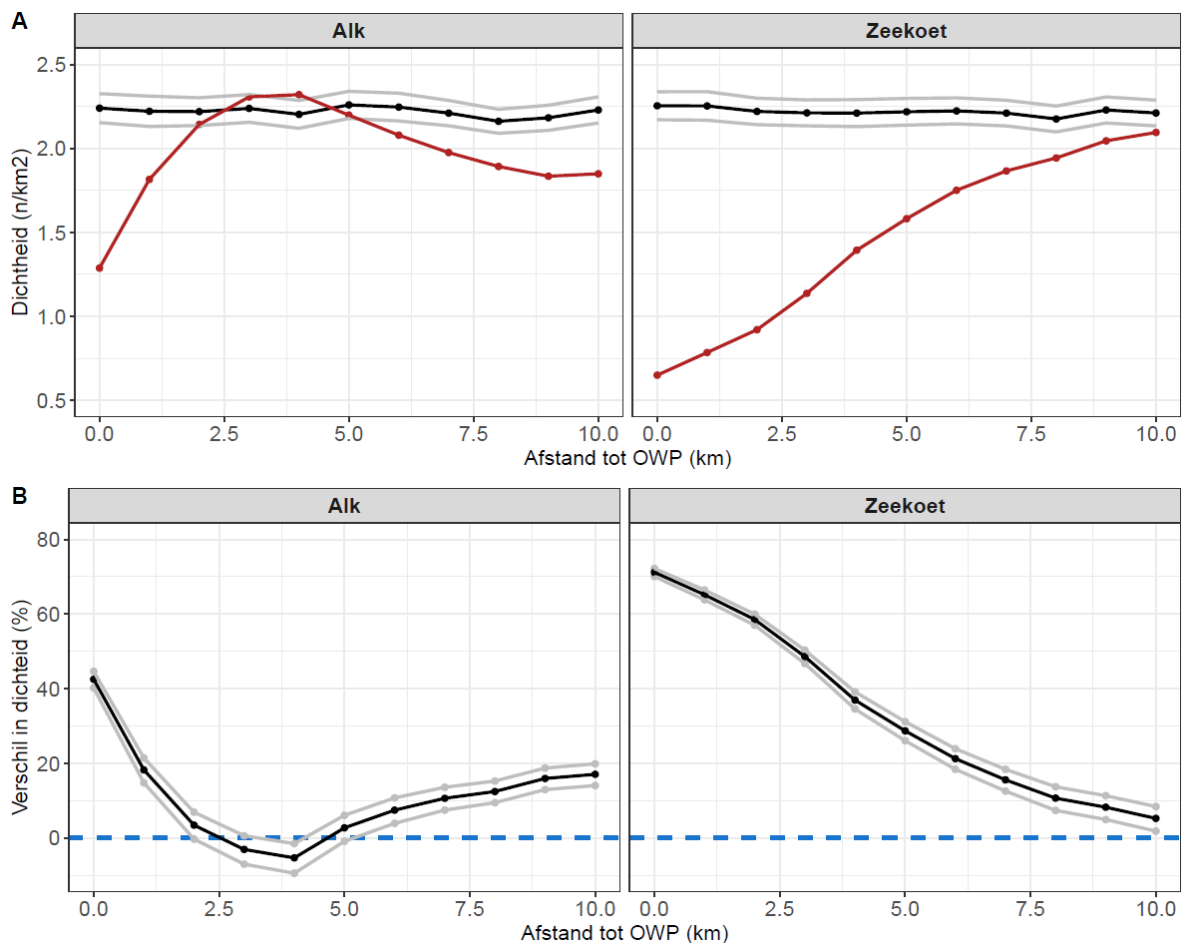
Figuur 11. Gemiddelde dichtheden alken, zeekoeten en alcidae, tot op 10 km afstand van het windpark op basis van de modelvoorspellingen. Berekend in stappen van 1 km, waarbij de afstand tot het windpark refereert naar de maximale afstand tot het windpark: 0 km refereert naar de dichtheid in het windpark (Buitengaats en ZeeEnergie); 1 km refereert naar de gemiddelde dichtheid in de buffer zone van >0 tot 1 km afstand van het windpark, >1 tot 2 km, etc. (zie ook Bijlage 1). De gemiddelde dichtheid zijn op basis van de modelvoorspellingen en reflecteert het gemiddelde van 1000 gesimuleerde datasets. De afstand tot het windpark is voor de minimale afstand tot ZeeEnergie of Buitengaats. Merk op dat hier slechts een beperkt deel van het gebied is weergegeven (0-10 km vanaf het windpark).

3.3.2.1 Verstoringsafstanden

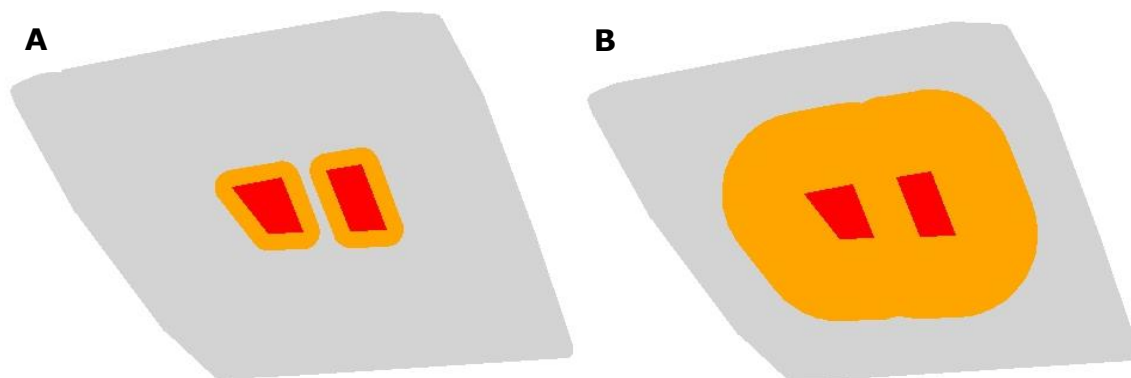
Uit de resultaten van de simulatiestudie (Figuur 12) volgt dat de verstoringsafstand voor alken 2 km is en voor zeekoeten ten minste 10 km (voor onderbouwing, zie paragraaf 2.2.3). De hieruit volgende verstoringengebieden ten opzichte van het windpark en het studiegebied, zijn gevisualiseerd in Figuur 13. Net als de kracht van het effect op de dichtheden in het windpark dat voor zeekoeten groter bleek dan voor alken, is de afstand tot het windpark waarop zeekoeten het windpark vermijden dus groter

dan voor alken. Daarnaast is ook de kracht van het effect aanzienlijk sterker: het verschil in dichtheid binnen het windpark ten opzichte van het gehele studiegebied daarbuiten (nota bene, het studiegebied inclusief aangetoond verstoord gebied vlak buiten het windpark, dat het gemiddelde in het referentiegebied naar beneden trekken), ligt op circa 43% voor alken tegenover meer dan 70% voor zeekoeten (Figuur 12B).

Het is opvallend dat voor zeekoeten de gemiddelde dichtheid gestaag blijft toenemen als we steeds verder van het windpark af bewegen, over de gehele 0 tot 10 km. Voor deze interpretatie is wel een noodzakelijke aanname, dat zeekoeten het windpark op 10 km nog kunnen waarnemen: dit is wellicht aannemelijk op basis van een recente meta-analyse aan andere zeevogels (roodkeel- en parelduikers) in een nabijgelegen deel van de Noordzee (Garthe et al., 2023b). Zeekoeten uit de broedkolonie op Helgoland lieten vermijdingsafstanden zien tot 9 km van windparken in hun foerageergebied (Peschko et al., 2020). De meest recente studie aan drie andere offshore windparken in Nederland laat echter een maximale verstoringafstand voor zeekoeten zien van 4 km (Skov et al., 2016). De alternatieve hypothese, dat dit een toevaligheid is, over acht surveys, vanwege relatief hoge dichtheden zeekoeten op afstand van het windpark om andere redenen, wordt niet gedragen door de resultaten van de T-0 studie (Figuur 1).



Figuur 12. Resultaten van de simulatiestudie naar de bufferzones om tot 10 km afstand om het windpark heen, weergegeven als (A) gemiddelde dichtheden alken en zeekoeten in de bufferzones (rode lijn) ten opzichte van het gemiddelde in de controle gebieden (zwarte lijn) en (B) percentueel verschil tussen de gemiddelde dichtheid in de impact en controlegebieden (zwarte lijn, grijze lijn reflecteert het 99% betrouwbaarheidsinterval). Het percentueel verschil in dichtheid is berekend als: $100\% \times 1 - (\text{dichtheid in impact} / \text{dichtheid in referentiegebied})$. De gestreepte blauwe lijn weergeeft een verschil van 0%, in alle punten boven deze lijn is het. De rode lijnen zijn identiek aan de lijnen voor alken en zeekoeten in figuur 11.



Figuur 13. Visualisatie van het totale verstoring gebied (oranje+rood) ten opzichte van het studiegebied (grijs) en Gemini (rood), voor (A) alken (2 km rondom het windpark) en (B) zeekoeten (10 km rondom het windpark), ten opzichte van het oppervlak van Gemini (rood) en het studiegebied (grijs).

3.3.2.2 Verdreven aantallen

Met de gevonden verstoringafstanden en gemodelleerde vogeldichtheden kan vervolgens een schatting worden gemaakt van het aantal alken en zeekoeten dat uit het windpark is verdreven (Tabel 4). Uitgaande van een verstoringafstand van 2 km voor alken en 10 km voor zeekoeten, worden er 68 alken en 696 uit hun habitat verdreven. Om dit in perspectief te zetten: in de winter zwemmen in de grotere Noordzee zo'n 324.000 alken en 1.562.000 zeekoeten (op basis van zeevogeltellingen vanaf schepen) (Skov et al., 2007). We mogen aannemen, dat het gehele studiegebied geschikt habitat is voor alken en zeekoeten, wat op basis van de T-0 studie inderdaad het geval lijkt te zijn. Een tweede aanname is hier dat het OWP de enige bron van verstoring is voor alken en zeekoeten. Door de aanwezigheid van (in ieder geval) de scheepvaartroute die mogelijk de gemiddelde dichtheid in het referentiegebied verlaagt, zou het berekende aantal verplaatste vogels alsmede de verstoringafstand een onderschatting kunnen zijn. Dit is hoogstwaarschijnlijk het geval, doordat eventuele andere bronnen van verstoring op afstanden groter dan 10 km van Gemini hierin niet zijn meegenomen (en waarvan de resultaten in figuur 9 wel een effect suggereren).

Tabel 4. Kwantificatie¹ van de mate van habitatverlies van alken en zeekoeten binnen en buiten Gemini Offshore Wind Park (ZeeEnergie + Buitengaats). De gemiddelde dichtheden zijn op basis van de model output. Ter referentie: ZeeEnergie heeft een oppervlak van 32 km², Buitengaats van 33 km².

	Verstoring afstand (km)	Verstoord oppervlak (km ²)	Dichtheid binnen verstoord gebied (n/km ²)	Dichtheid buiten verstoord gebied (n/km ²)	Aantal verplaatste vogels (n)
Alken	2	186.28	1.75	2.12	68
Zeekoeten	10	866.29	1.56	2.36	696

- 1) Bij het interpreteren van deze aantallen dienen wel twee belangrijke aannames in acht te worden genomen. Ten eerste, de aanname dat Gemini de enige bron van verstoring is in het studiegebied. De aanwezigheid van een scheepvaartroute binnen het studiegebied en van een Duits windpark vlak buiten het studiegebied kunnen de "achtergrond dichtheid", die als referentie wordt gebruikt, negatief beïnvloeden. Hoogstwaarschijnlijk geeft dit een rooskleurig beeld van de verstoring door Gemini en het berekende aantal verdreven vogels. Ten tweede, de aanname dat de gemiddelde dichtheid in afwezigheid van het windpark gelijk is aan de gemiddelde dichtheid die tijdens deze studie (in aanwezigheid van het windpark) buiten de gevonden verstoringafstand is geobserveerd. Dit kan enerzijds een geflatteerd resultaat opleveren indien de vogels die uit (de omgeving van) het windpark zijn verdreven zich buiten de verstoringzone zullen ophouden. De dichtheden aan de rand van de verstoringafstand zijn hierdoor mogelijk iets verhoogd ("halo" effect, zie bijvoorbeeld de studie van (Dähne et al., 2013), tenzij alle verdreven vogels helemaal buiten het totale studiegebied terecht zijn gekomen. Anderzijds kan zo'n halo-effect ook het berekende aantal verdreven vogels verminderen, wanneer een deel van de verhoogde dichtheden in die halo binnen de buitenste bufferzone van het verstoringgebied ligt.

3.3.3 Habitatverlies van alken en zeekoeten in offshore windparken

Op basis van bovenstaande resultaten kunnen we stellen dat er sprake is van habitatverlies voor zowel alken als zeekoeten, in zowel Buitengaats als ZeeEnergie. Daarnaast hebben we aangetoond dat er ook in het turbine-loze gebied tussen deze twee deelparken in habitatverlies optreedt, wat laat zien dat de effecten van het windpark op het habitatsgebruik van deze alkachtigen zich uitstrekken tot buiten het

veld met windturbines. Nader onderzoek naar dit effect leidde tot de conclusie dat er voor alken tot 2 km afstand van Gemini Offshore Wind Park sprake is van habitatverlies, en voor zeekoeten tot zeker 10 km. Gezien de verschillende conclusies van eerdere studies naar het gedrag van alken en zeekoeten in en rondom windparken (Leopold, 2018), is het aannemelijk dat deze verstoringsafstanden contextafhankelijk zijn en dus niet 1:1 op ieder willekeurig ander windpark van toepassing zijn. In verschillende studies, uitgevoerd in het overwinteringsgebied van zeekoeten, werd gevonden dat deze soort habitatverlies ondervindt van offshore windparken (Leopold *et al.*, 2013; Vanermen *et al.*, 2014; Skov *et al.*, 2016). In een studie in de nabijheid van een broedkolonie in de Ierse Zee werd juist geen vermijdingsgedrag waargenomen (Vallejo *et al.* 2017), terwijl in een andere studie rond de kolonie op Helgoland in de oostelijke Noordzee juist wel sterke vermijdingseffecten werden gevonden voor zeekoeten (Peschko *et al.*, 2020). Het niet vinden van vermijding bij zeekoeten lijkt vooralsnog de uitzondering en algemeen wordt aangenomen dat zowel zeekoeten als alken windparken tot op zekere hoogte mijden (Furness *et al.*, 2023; Dierschke *et al.*, 2016). Onze studie laat echter wel een aanzienlijk verschil zien tussen deze beide soorten, waarbij zeekoeten het windpark tot op een veel grotere afstand vermijden dan alken. Dit komt overeen met gerapporteerde resultaten uit een eerdere studie die beide soorten betrof (Vanermen *et al.*, 2015).

In de belangrijkste studie waarin voor zeekoeten geen habitatverlies werd gevonden (Vallejo *et al.*, 2017) werden ook meerdere surveys uitgevoerd, in een studiegebied dat de grootte van het windpark ruim omvatte. In deze studie werd echter vooral gekeken naar het verschil in aanwezigheid van de vogels voor en na de bouw van het windpark, niet werd het verschil binnen versus buiten het OWP bekeken. Hierdoor kan een mogelijk jaareffect dus van invloed zijn geweest, al is het niet uitgesloten dat vogels, wanneer in het broedseizoen gebonden zijn foerageergebieden in de omgeving van hun kolonie, minder geneigd zijn een OWP dat daarin verrijst te mijden dan overwinterende of doortrekkende vogels, die veel meer alternatieven tot hun beschikking hebben. De studies van Peschko *et al.* (2020) laten echter zien dat zeekoeten ook windparken in het broedseizoen in de nabijheid van hun kolonie kunnen mijden. Onze studie rond windpark Gemini is gedaan in de winter, en op afstand van broedgebieden; de vogels die de omgeving van Gemini aandoen, zijn doortrekkers en overwinteraars, zonder een sterke binding met de locatie van dit windpark. Dit geeft de vogels alle mogelijkheden om de omgeving van het windpark te kiezen boven het windpark zelf, dus dat we vermijdingsgedrag vinden lag in de lijn der verwachting.

Het is zeker niet uitgesloten, dat zeevogels die een windpark initieel vermijden, na verloop van tijd het gebied toch gaan bezoeken omdat ze leren dat dit zonder gevaar kan, of omdat de foerageeromstandigheden binnen het windpark zich gunstig ontwikkelen (Dierschke *et al.*, 2016). Gemini is sinds 2017 operationeel en was tijdens de uitvoering van de nu voorliggende studie ruim 5 jaar operationeel. Van gewinning is er voor alken en zeekoeten in het gebied in en rondom Gemini ogenschijnlijk nog weinig sprake, al kennen we de situatie niet, kort na de ingebruikname van het park. Verschillen in voedselbeschikbaarheid binnen en buiten het windpark zijn niet bekend en evenmin is bekend hoe de verdeling van voedselbeschikbaarheid over het studiegebied een rol heeft gespeeld bij de verdeling van de vogels over het gebied. Het ligt echter voor de hand dat voedsel een belangrijke sturende factor is in deze, maar dit kon in de modellering niet worden meegenomen.

3.3.4 Habitatverlies: een voorbehoud

Een studie aan een of twee vogelsoorten, binnen een enkel windpark op zee, kan geen antwoord geven op de vraag in hoeverre zeevogels in het algemeen windparken mijden. Rond Gemini liet een uitgevoerde T-0 studie zien dat alken en zeekoeten numeriek de dominante zeevogelsoorten in het gebied zijn, wat rechtvaardigt dat er in de nu voorliggende studie juist naar deze twee soorten is gekeken. Elders op de Noordzee zijn andere soorten belangrijk zijn en dient de aandacht juist naar die soorten uit te gaan: bijvoorbeeld naar zee-eenden op Horns Rev, Denemarken (Petersen *et al.*, 2014), grote sterns bij de kust van Norfolk, UK (Harwood *et al.*, 2017) of duikers in de Duitse Bocht (Heinänen *et al.*, 2020). Een windpark binnen de foerageerrange van belangrijke zeevogelkolonies kent ook een hele andere dynamiek dan een windpark als Gemini, waar vooral vogels buiten het broedseizoen belangrijk zijn: zowel locatie als de tijd van het jaar zijn dus belangrijk in studies naar habitatverlies.

Ook binnen een seizoen (en dus zeker ook tussen verschillende jaren), kunnen de aantallen vogels en hun ruimtelijke verspreiding sterk wisselen binnen een bepaald studiegebied. Om een goed beeld van de situatie te krijgen zijn dus meerdere surveys noodzakelijk (zie ook paragraaf 1.1; 3.1). Door de gekozen studie opzet in deze studie zijn de absolute aantallen vogels en zelfs hun verspreiding per survey niet van doorslaggevend belang voor het beantwoorden van de vraag of habitatverlies optreedt. Door de verspreiding binnen en rond het windpark te bekijken over meerdere surveys was het mogelijk om habitatverlies als gevolg van de aanwezigheid van het windpark aan te tonen. Over alle surveys

waren de standaarddeviaties rond de gemiddelde dichtheden binnen het park bovendien laag in vergelijking met die in het gebied er omheen, net als de gemiddelde dichtheid zelf (Figuur 9, 12). Dit geeft aan dat de relatief lage dichtheden in het windpark (en in de kilometers daaromheen) structureel waren.

Zoals eerder aangegeven moet er bij de interpretatie van de resultaten – voornamelijk de absolute aantallen en dichtheden vogels, alsmede de verstoringssafstand – in acht worden genomen dat het studiegebied geen homogeen gebied is met een windpark in het midden als enige anomalie. Er zijn meerdere andere factoren die de dichtheid van vogels kunnen beïnvloeden, zoals de scheepvaartroutes of andere windparken in de buurt (bekend), of de verspreiding van voedsel (onbekend). Naar alle waarschijnlijkheid is de verspreiding van de vogels op enig moment het resultaat van waar de vogels op dat moment willen zijn of naar op weg willen zijn en drukfactoren op dat moment. Die drukfactoren kunnen zowel positief als negatief zijn, en zowel structureel als tijdelijk. De nu in het model gebruikte omgevingsvariabelen bleken nauwelijks bij te dragen aan de voorspelling van de zeevogelverspreiding, die echter wel sterk wisselde van survey tot survey. Er moeten dus andere factoren, van meer tijdelijke aard, in het spel zijn. Voedselbeschikbaarheid is een belangrijke kandidaat. Verder onderzoek naar de relatie tussen de verspreiding van de vogels in het gebied en hun voedsel zou kunnen leiden tot meer inzicht in de lokale ecologie van alken en zeekoeten, maar vanuit het vliegtuig is dit niet mogelijk. De complexiteit die met dit soort additionele deels onbekende factoren gepaard gaat is ook in andere studies naar het habitatverlies van andere zeevogels genoemd, maar niet onderzocht (Dierschke et al., 2016; Vilela et al., 2021).

Ten slotte wordt uit het feit dat een windpark vogels afschrikt, nog niet duidelijk wat het precies is dat de vogels het windpark doet mijden. Het kan hierbij gaan om visuele prikkels (draaiende wieken) maar ook om (onderwater) geluid dat wordt veroorzaakt door de turbines. Daarbij kunnen onderhoudsschepen in het park ook bijdragen aan de verstoring van zeevogels ter plaatse. Met alleen surveys van vogeldichtheden vallen deze factoren niet uit elkaar te halen. Maar mocht bijvoorbeeld een bepaalde factor overheersend zijn, dan biedt dit, indien bekend, wellicht mogelijkheden voor mitigatie. Het is dus van belang om nader onderzoek te doen naar wat het precies is, dat vogels een windpark doet vermijden.

3.4 Toegepaste methodiek

3.4.1 Een ruime omgeving rondom het windpark monitoren

Met het hier toegepaste studie design is het goed gebleken om de ruimtelijke verspreiding en dichtheid in kaart te brengen en deze te relateren aan bronnen van verstoring, zoals een windpark, waarvan de locatie bekend is. Op zee hebben de vogels ook met andere factoren te maken en de ruimtelijke verspreiding van alken en zeekoeten varieerde aanzienlijk tussen de surveys, terwijl de locatie van het windpark niet varieerde (en de dichtheid vogels daarbinnen steeds relatief laag was). Dit laat zien dat verspreidingspatronen meer dan eens moeten worden bepaald, voordat kan worden gesuggereerd dat één bepaalde factor (in dit geval het windpark), deze beïnvloedt. Met de resultaten van acht surveys kunnen we een beeld schetsen van zeevogels, die zich stelselmatig om het windpark heen bewegen, maar overigens hotspots kunnen vormen op allerlei locaties buiten het windpark.

Veel eerdere studies hebben de aantallen of dichtheden voor en na de aanleg van een windpark (Vallejo et al., 2017), dan wel de aantallen in een windpark versus die in een “vergelijkbaar” referentiegebied (Collier et al., 2022; Vanermen, Onkelinx, Courtens, et al., 2015) vergeleken en op basis hiervan conclusies getrokken over de (mate van) habitatverlies. In veel van deze studies is echter onvoldoende in acht genomen dat het aantal vogels van jaar op jaar, alsmede van dag tot dag, maar ook in de ruimte, sterk kan verschillen. Het hier toegepaste model staat toe dat de ruimtelijke verspreiding van de vogel-hotspots van survey tot survey kan variëren. In alle studies naar habitatverlies, inclusief deze studie, blijft het echter problematisch dat een belangrijke drukfactor (we vermoeden voedselbeschikbaarheid) niet kan worden meegenomen in de modellering.

In het nu voorliggende rapport maken we gebruik van een relatief groot gebied dat ter “controle” dient (Figuur 2-3). Dit gebied strekt zich uit in alle richtingen rond het te onderzoeken windpark. De sterke variatie die we van survey tot survey in het gebied hebben geobserveerd en het zich steeds op andere locaties vormen van vogel-hotspots (Figuur 6-8) laten zien hoe belangrijk het is om een groter gebied te monitoren. Het gebruik van het alternatieve, veelgebruikte BACI-studie opzet, had mogelijk tot andere conclusies kunnen geleid, zeker als de studie gebruikt maakt van een enkel referentiegebied.

Onze resultaten laten zien, dat de uitkomst sterk afhankelijk was geweest van de ligging van het gekozen controle gebied. Gezien de in dit rapport gepresenteerde resultaten raden wij het gebruik van groot, windpark omsluitend "controle" gebied als in de hier gepresenteerde studie sterk aan voor toekomstige monitoring van habitatverlies. Een ideale grootte voor het te onderzoeken gebied rond een windpark is echter nog niet goed onderzocht, en zal onder andere afhankelijk zijn van de verwachte verstoringafstand van de te onderzoeken diersoort(en).

3.4.2 HiDef Vliegtuigsurveys

De inzet van digitale vliegtuigsurveys heeft meerdere voordelen ten opzichte van scheeps- en vliegtuigtellingen. Dit type (HiDef) survey heeft als groot voordeel dat de vogels niet worden verstoord door het observatieplatform en dat transecten kunnen worden gevolgd onafhankelijk van de locaties van de turbines. Bovendien is er geen *observer-bias*, doordat luchtfoto's het mogelijk maken om de tellingen en soort-identificatie aan achteraf aan controle te onderwerpen. Bij de inzet van menselijke waarnemers kunnen de verschillen in opgemerkte aantallen vogels sterk verschillen tussen waarnemers (van der Meer & Camphuysen, 1996). Ook ligt het bekeken zeeoppervlak veel beter vast dan op basis van menselijke afstandsschattingen, wat tot nauwkeurigere observaties leidt. In de nabije toekomst zal, door ontwikkeling van een AI algoritme voor automatische beeldherkenning de verwerking van de data worden versneld en het algehele data-verwerkingsproces aanzienlijk efficiënter worden (Leopold et al., 2021).

Gezien de mogelijk snelle wisselingen in het voorkomen van zeevogels binnen een studiegebied ter grootte van het in deze studie gekozen gebied, lijkt het belangrijk om de surveys binnen één dag af te ronden. Dit houdt in dat het totaal aan te vliegen transect-lengten, plus de afstand tussen vliegveld en studiegebied, bepalend zijn voor de dichtheid aan transecten die binnen het studiegebied kan worden gerealiseerd. Deze factoren, die per windpark kunnen verschillen, moeten dus in toekomstige studies in acht worden genomen in de planningsfase van vergelijkbare onderzoeksprojecten. Ook moeten eventuele andere verstoringbronnen dan het windpark dat primair onderwerp van studie, bij voorbaat in het studie design worden meegenomen.

In deze studie moest een studiegebied gekozen worden dat zat ingeklemd tussen een vogelrijk natuurgebied in het westen (het Friese Front) en een gebied met andere windparken in het oosten, terwijl ten noorden en ten zuiden van het windpark evenveel ruimte werd gezocht. Dit laatste leverde de complicatie op, dat zich een scheepvaartroute, als een additionele bron van verstoring, binnen het studiegebied bevond. In toekomstige windpark studies op de Noordzee zal het steeds lastiger worden om een verstoringvrij referentiegebied rond het te onderzoeken windpark te vinden. Er zal dan wellicht gekozen moeten worden voor een meer grootschalige aanpak, waarbij zich binnen het studiegebied, meerdere windparken bevinden (conform de studie van (Heinänen et al., 2020) aan duikers rond meerdere windparken in de Duitse Bocht).

Zowel scheeps- als vliegtuigsurveys worden uitgevoerd bij relatief goed weer en bij daglicht. Belangrijke delen van het jaar worden dus gemist: alle nachten en perioden met veel wind of slecht zicht. Hoe zeevogels, die bij alle omstandigheden op zee zijn, dan reageren op een windpark in hun leefgebied, blijft dus vooralsnog onbekend. Studies, die HiDef surveys combineren met informatie van vogels die zijn uitgerust met GPS-trackers (cf. Heinänen et al. 2020) hebben dus een grote meerwaarde.

3.4.3 Modelkeuze

Hoewel we in de huidige studie voldoende informatie hebben vergaard om vast te kunnen stellen dat er sprake is van habitatverlies, hebben we onvoldoende informatie ter beschikking om de geobserveerde variaties in ruimte en tijd volledig te kunnen verklaren. Gegeven de data van acht surveys, was de beste statistische benadering om één SRF per survey te gebruiken, in plaats van één SRF voor alle surveys samen. Het gevolg hiervan is dat er alleen per survey, dus per momentopname, model voorspellingen kunnen worden gedaan. In dit geval kan een enkele ruimtelijke kaart die de vogeldichtheden en het habitatverlies in het studiegebied laat zien, alleen worden geassembleerd door het gemiddelde te nemen van de modelvoorspellingen voor de acht surveys (Figuur 9). Wanneer het model met één SRF voor alle surveys samen het net zo goed doet (een vergelijkbare model *performance* heeft) als met een SRF voor ieder survey apart, is er voldoende informatie als model-input gebruikt om betrouwbare modelvoorspellingen te doen die onafhankelijk zijn van het moment van observatie. Welke informatie er precies nodig is om dit te bereiken is een onzekerheid: mogelijk is het doen van frequentere monitoring over een langere periode voldoende, maar het zou ook kunnen zijn dat er additionele omgevingsinformatie (bijv. AIS-data, verspreiding van voedsel, weersomstandigheden) voor nodig is.

3.4.4 Advies

Op basis van de resultaten die deze studie heeft opgeleverd, is ons advies om HiDef vliegtuigsurveys, alsmede de hier gepresenteerde survey opzet en de ontwikkelde statistische modelleertechniek, standaard toe te gaan passen om de ruimtelijke verspreiding van vogels en andere mariene megafauna (bruinvissen, andere walvisachtigen, zeehonden) te monitoren, zowel in de reguliere monitoring van deze fauna, als voor specifieke toepassingen, zoals rond windparken op zee. Toepassing van deze combinatie van geavanceerde technieken vormt een nieuwe methode die nauwkeurigere resultaten biedt dan de nu veelal ingezette methoden (e.g. BACI), om habitatverlies door windparken (en andere mogelijke stressoren) te onderzoeken bij een breed spectrum aan mariene megafauna.

Het doen van acht surveys verspreid over 1 jaar, heeft in de nu voorliggende studie een goed beeld geboden van de ruimtelijke variatie en habitatverlies van alken en zeekoeten. Echter bieden de acht surveys niet genoeg informatie om iets te kunnen zeggen over eventueel aanwezige jaareffecten, of naar het eventuele aanpassingsvermogen van deze vogels ten opzichte van windparken op zee. Lange-termijn en meer frequentere monitoring zou hierover meer informatie kunnen verschaffen.

Habitatverlies monitoren in een steeds vollere Noordzee

Met een steeds groeiend aantal windparken op de Noordzee en de daarmee gepaard gaande concentratie van de scheepvaart, wordt het menselijk ruimtebeslag steeds sterker op de Noordzee en krijgen de zeevogels steeds minder vrije ruimte. Cumulatieve effecten, tussen verschillende windparken, maar ook tussen de windparken en gebieden met drukke scheepvaart, worden vermoedelijk voor de vogels steeds belangrijker. Mogelijk winnen windparken op zee op termijn aan aantrekkelijkheid, als hier voorspelbaar en veel vis gevangen kan worden door de zeevogels. Voor drukke scheepvaartroutes ligt een dergelijke ontwikkeling niet voor de hand. Op termijn zullen (sommige) soorten zeevogels zich mogelijk aanpassen aan het veranderende "landschap" op de Noordzee. Het blijft dus van groot belang om effecten van ieder nieuw windpark op zee te blijven onderzoeken, om zo een beeld te krijgen van de cumulatieve effecten van wind op zee op zeevogels, maar ook van het mogelijke aanpassingsvermogen van de vogels. Steeds vaker zal het daarbij nodig blijken om meerdere windparken, die relatief dicht bij elkaar liggen, in samenhang te onderzoeken op hun effecten op zeevogels; de huidige techniek van vliegtuigsurveys met HiDef camera's, in combinatie met geavanceerde ruimtelijke statistiek biedt hiervoor uitstekende mogelijkheden.

4 Conclusies en aanbevelingen

In dit onderzoek is gebruik gemaakt van digitale vliegtuigsurveys en geavanceerde statistische technieken, om het potentiële habitatverlies van alken en zeekoeten in en rondom Gemini Offshore Windpark in kaart te brengen. In plaats van een “impact” en even groot “controle” gebied te monitoren, is er gekozen voor een studie opzet waarbij een groter gebied wordt gemonitord: het windpark en een gebied van circa 15 km daaromheen. Door deze manier van monitoren kon het vogellandschap in en om Gemini Offshore Windpark goed in kaart worden gebracht, ondanks de soms sterk wisselende verspreidingspatronen binnen het onderzoeksgebied. Wij adviseren om deze studie opzet in de toekomst vaker in te zetten voor het monitoren van mariene megafauna (vogels, zeezoogdieren) in en om offshore windparken.

Gedurende de acht vliegtuigsurveys die tussen maart 2022 en maart 2023 zijn uitgevoerd, zijn er wisselende aantallen alken en zeekoeten in het studiegebied aangetroffen. Vooral de aantallen zeekoeten lieten sterke fluctuaties zien, maar het aantal vogels in een ruimer studiegebied op een bepaald meetmoment is niet per se een goede maat voor het habitatgebruik over een langere periode. Ook in de ruimte zijn er variërende patronen aangetroffen, waarbij de precieze locaties van aggregaties van alken en zeekoeten door het studiegebied heen dansten. In werkelijkheid weten we niet of individuele vogels langer in het gebied verbleven, of dat we bij iedere nieuwe surveys van doen hadden met een nieuwe golf van vogels die door het gebied aan het bewegen was. Uit de modelleer-exercitie bleek dat vaststaande omgevingsfactoren zoals lokale waterdiepte en scheepvaartintensiteit nauwelijks tot geen verklaring bieden voor de ruimtelijke verspreiding van alken en/of zeekoeten over het studiegebied. Onzichtbare, dan wel onbekende factoren hadden blijkbaar een belangrijke invloed op de actuele verspreiding van de onderzochte vogels binnen het studiegebied. De ruimtelijke verspreiding van alk- en zeekoet-“hotspots” varieerde zodanig van survey tot survey dat de survey-specifieke ruimtelijke verspreiding in het model moest worden meegenomen. Echter was er ook een consistent patroon in de ruimtelijke verspreiding van de vogels te vinden: de dichtheid van zowel alken als zeekoeten was altijd opvallend laag in het windpark alsmede in het noordwestelijke deel van het studiegebied, in vergelijking met de dichtheid in de rest van het bestudeerde areaal. Het is ook in deze twee gebieden waar zowel de dichtheid, als de variatie (standaarddeviatie) rond de gemodelleerde dichtheid, gegeven de acht surveys, relatief laag was ten opzichte van de rest van het gebied. Wanneer in een T-0 studie dergelijke gebieden zouden zijn opgemerkt, zouden dit goede kandidaten zijn geweest voor de realisatie van een windpark met minimale ecologische impact, althans als uitsluitend gekeken zou zijn naar onderzochte soorten. Met dezelfde (beperkte) blik zouden we nu kunnen stellen dat de opengelaten ruimte tussen Buitengaats en ZeeEnergie, een relatief goede locatie zou zijn om opgevuld te worden met turbines. Of het nu open gelaten noord-zuid corridor voor andere soorten mogelijk een belangrijke functie heeft, is hier echter niet onderzocht.

Ook uit een simulatiestudie, waarin we de dichtheid in het windpark vergeleken met de rest van het studiegebied, kwam naar voren dat de dichtheid van zowel alken als zeekoeten consistent, en duidelijk lager was in het windpark dan in een aanzienlijk deel van de rest van het studiegebied. Dit bleek het geval voor beide turbine-velden van het tweelingpark, alsmede voor het gebied van circa 5 km breedte dat tussenbeide ligt. Uit het verder bestuderen van de alk- en zeekoet-dichtheden op verschillende afstanden van het windpark (het “lege” middenstuk meegenomen) bleek dat alken tot op 2 km, en zeekoeten tot minimaal 10 km afstand van het windpark in lagere dichtheden voorkomen dan in de rest van het studiegebied, verder van het windpark af. Op basis van het nu voorliggende onderzoek kunnen wij dus concluderen dat er sprake is van habitatverlies bij alken en zeekoeten: in de beide deelparken, in het “lege” ontwikkelingsgebied tussen deze deelparken in, alsmede in een groter uitstrekkend gebied rondom het hele complex van Gemini Offshore Windpark (Figuur 13).

De variatie in ruimtelijke patronen tussen de verschillende surveys benadrukt de noodzaak van herhaaldelijke monitoring: het beeld kan sterk wisselen van survey tot survey, dus er zijn meerdere surveys nodig over een langere tijdsspanne, om een goed beeld te krijgen van de invloed van een windpark op de ruimtelijke verspreiding van vogels en de variatie daarin. Wij adviseren daarom in de komende jaren het gebied te blijven monitoren, mogelijk kan er dan beter worden ingeschat hoeveel surveys er nodig zijn om robuust beeld van het vogellandschap en de variatie daarin te krijgen. Ook zou verdere monitoring van het studiegebied en nader onderzoek naar additionele factoren in het studiegebied, zoals scheepvaart (binnen en buiten het windpark), alsmede het voedsellandschap, tot

waardevolle inzichten kunnen leiden in het habitatgebruik van alken, zeekoeten en andere mariene megafauna.

In de toekomst zullen vermoedelijk steeds vaker zeekoeten en alken worden voorzien van positie loggers. Deze aanpak kan leiden tot aanzienlijke verbetering van de inzichten in de effecten van windparken op de verspreiding van deze dieren, en bij de inzet van loggers die ook duikgedrag vastleggen, ook van hun gedrag op zee. Combinaties van vliegtuigsurveys met *tracking* studies kan nog aanzienlijk meer informatie opleveren, ook al omdat de vogels dan dag en nacht, alsmede bij slecht weer, gevolgd kunnen worden. Wel zullen de aantallen vogels met trackers altijd relatief klein zijn ten opzichte van alle vogels die een bepaald offshore studiegebied aandoen. Om de kans te vergroten dat vogels met loggers een bepaald gebied aandoen, kan het helpen om de vogels ter plaatse op zee te vangen, maar voor een soort als de zeekoet, die gedurende het broedseizoen enorme afstanden over zee aflegt (Dunn *et al.*, 2020), is het niet gezegd dat een vogel die ergens wordt gevangen langere tijd ter plaatse zal blijven. Het kan daarom wellicht zinvoller zijn samenwerking te zoeken met onderzoekers die de vogels vanuit broedkolonies volgen, omdat hier makkelijker grotere aantallen vogels kunnen worden uitgerust met deze trackers.

Tenslotte adviseren wij om bij ieder volgend te bouwen windpark, volgens het in deze studie geschetste stamien, zowel een T-0 studie uit te voeren als een gerichte impactstudie. De tweemaandelijke reguliere MWTL-studie kan wellicht dienen om de T-nul situatie in beeld te brengen omdat hier uitsluitend van belang is om vast te stellen dat er al dan niet belangrijke anomalieën in het vogellandschap zijn, ter hoogte van een toekomstig windpark. Voor een meer gedetailleerde studie van een gebied met een toekomstig windpark kan echter aanvullend survey werk nodig zijn, met een dichter net van transect-lijnen. Het huidige MWTL-programma is gericht op het in kaart brengen van het vogellandschap op het hele Nederlandse Continentale Plat en is daarom aanzienlijk grofmaziger dan gebruikelijk voor windpark impact studies.

Steeds vaker zal bij effectstudies rekening gehouden moeten worden met cumulatieve effecten, in eerste instantie door andere windparken in de buurt (ook die over de grens) bij de studie te betrekken en in voorkomende gevallen ook andere structurele bronnen van verstoring, zoals scheepvaartroutes. Dit zal in toenemende mate een meer synoptische blik op het gebied rond een nieuw windpark vereisen, dan tot nog toe gebruikelijk. De hier toegepaste techniek van vliegtuigsurveys met HiDef camera's, in combinatie met de ontwikkelde geavanceerde statistische technieken, bieden hiervoor uitstekende mogelijkheden. Verdere toepassing van digitale vliegtuigsurveys en onderzoek naar den optimale studie opzet (aantal surveys, transect-dichtheid, grootte van het studiegebied, mede te beschouwen andere anomalieën in het landschap) voor verschillende mariene diersoorten, alsmede de verdere uitrol van een AI-model voor geautomatiseerde beeldverwerking (zie: Leopold *et al.*, 2021), zal deze technieken verder vooruit helpen.

5 Dankwoord

Dit project kwam tot stand in een vruchtbare samenwerking tussen Wageningen Marine Research en BioConsult SH. Wij zijn de directie en medewerkers van BioConsult zeer erkentelijk voor deze samenwerking, hun inbreng, ideeën en energie. Luuk Folkerts was, namens Gemini Offshore Windpark, steeds een meedenkend en stimulerend opdrachtgever en we danken hem voor zijn rol in dit proces. Ook bedanken we Jos de Visser die namens Rijkswaterstaat bij het project betrokken was voor zijn inzet en meedenken. Ten slotte grote dank aan Alain Zuur, van Highland Statistics Ltd., die een belangrijke bijdrage heeft geleverd middels statistisch advies en waardevolle discussies.

6 Kwaliteitsborging

Wageningen Marine Research beschikt over een ISO 9001:2015 gecertificeerd kwaliteitsmanagementsysteem. De organisatie is gecertificeerd sinds 27 februari 2001. De certificering is uitgevoerd door DNV.

Literatuur

- Bivand, R., Rundel, C., Pebesma, E., Stuetz, R., Hufthammer, K. O., & Bivand, M. R. (2017). Package 'rgeos.' *The Comprehensive R Archive Network (CRAN)*.
- Busch, M., & Garthe, S. (2016). Approaching population thresholds in presence of uncertainty: Assessing displacement of seabirds from offshore wind farms. *Environmental Impact Assessment Review*, 56, 31–42. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.eiar.2015.08.007>
- Camphuysen, C. J., Ensor, K., Furness, R. W., Garthe, S., Hüppop, O., Leaper, G., Offringa, H., & Tasker, M. L. (1993). *Seabirds feeding on discards in winter in the North Sea: final report to the European Commission*.
- Camphuysen, C. J., & Leopold, M. F. (1994). *Atlas of seabirds in the southern North Sea*. NIOZ [etc.].
- Christensen, T. K., Petersen, I. K., & Fox, A. D. (2006). *Effects on birds of the Horns Rev 2 offshore wind farm: Environmental Impact Assessment*.
- Collier, M. P., Middelveld, R. P., van Bemmelen, R. S. A., Weiß, F., Irwin, C. G., & Fijn, R. C. (2022). *High-definition bird and marine mammal aerial survey image collection in Borssele*.
- Dähne, M., Gilles, A., Lucke, K., Peschko, V., Adler, S., Krügel, K., Sundermeyer, J., & Siebert, U. (2013). Effects of pile-driving on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) at the first offshore wind farm in Germany. *Environmental Research Letters*, 8(2), 025002.
- Desholm, M., & Kahlert, J. (2005). Avian collision risk at an offshore wind farm. *Biology Letters*, 1(3), 296–298.
- Dierschke, V., Furness, R. W., & Garthe, S. (2016). Seabirds and offshore wind farms in European waters: Avoidance and attraction. *Biological Conservation*, 202, 59–68.
- Dolman, P. M., & Sutherland, W. J. (1995). The response of bird populations to habitat loss. *Ibis*, 137, S38–S46.
- Dunn, R. E., Wanless, S., Daunt, F., Harris, M. P., & Green, J. A. (2020). A year in the life of a North Atlantic seabird: behavioural and energetic adjustments during the annual cycle. *Scientific Reports*, 10(1), 5993.
- European Commission, & European Marine Observation and Data Network. (n.d.). *EMODnet Geoviewer*. 2023. Retrieved July 25, 2023, from <https://emodnet.ec.europa.eu/geoviewer/>
- European Environment Agency. (2019). *EUNIS - Site factsheet for Borkum-Riffgrund*. <https://eunis.eea.europa.eu/sites/DE2104301>
- Furness, R., Wade, H., environmental, E. M.-J. of, & 2013, undefined. (2013). Assessing vulnerability of marine bird populations to offshore wind farms. *Elsevier*. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.01.025>
- Garthe, S., Schwemmer, H., Peschko, V., Markones, N., Müller, S., Schwemmer, P., & Mercker, M. (2023a). Large-scale effects of offshore wind farms on seabirds of high conservation concern. *Scientific Reports*, 13(1), 4779. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-31601-z>
- Garthe, S., Schwemmer, H., Peschko, V., Markones, N., Müller, S., Schwemmer, P., & Mercker, M. (2023b). Large-scale effects of offshore wind farms on seabirds of high conservation concern. *Scientific Reports*, 13(1), 4779. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-31601-z>
- Heinänen, S., Žydelis, R., Kleinschmidt, B., Dorsch, M., Burger, C., Morkūnas, J., Quillfeldt, P., & Nehls, G. (2020). Satellite telemetry and digital aerial surveys show strong displacement of red-throated divers (*Gavia stellata*) from offshore wind farms. *Marine Environmental Research*, 160, 104989. <https://doi.org/10.1016/J.MARENVRES.2020.104989>
- Leopold, M., Daniëls, F., Verdaat, H., Asjes, A., Goethals, P., & Meesters, L. (2021). *Automatic analysis of digital aerial surveys: a roadmap for the short, medium and long term*. Wageningen Marine Research.
- Leopold, M. F. (2017). *Seabirds?: what seabirds?: An exploratory study into the origin of seabirds visiting the SE North Sea and their survival bottlenecks*. Wageningen Marine Research.
- Leopold, M. F., Van Bemmelen, R. S. A., & Zuur, A. F. (2012). *Responses of local birds to the offshore wind farms PAWP and OWEZ off the Dutch mainland coast*. <https://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/reports/443769>

- 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. (2011). Short-term ecological effects of an offshore wind farm in the Dutch coastal zone; a compilation. *Environmental Research Letters*, 6(3), 035101.
- Marques, A. T., Santos, C. D., Hanssen, F., Muñoz, A.-R., Onrubia, A., Wikelski, M., Moreira, F., Palmeirim, J. M., & Silva, J. P. (2020). Wind turbines cause functional habitat loss for migratory soaring birds. *Journal of Animal Ecology*, 89(1), 93–103.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1111/1365-2656.12961>
- Mendel, B., Schwemmer, P., Peschko, V., Müller, S., Schwemmer, H., Mercker, M., & Garthe, S. (2019). Operational offshore wind farms and associated ship traffic cause profound changes in distribution patterns of Loons (*Gavia* spp.). *Journal of Environmental Management*, 231, 429–438.
- Mendel, B., Sonntag, N., Wahl, J., Schwemmer, P., Dries, H., Guse, N., Müller, S., & Garthe, S. (2008). *Artensteckbriefe von See-und Wasservögeln der deutschen Nord-und Ostsee: Verbreitung, Ökologie und Empfindlichkeiten gegenüber Eingriffen in ihren marinen Lebensraum*. BfN-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverlag.
- Meyer, R. (2014). Deviance information criterion (DIC). *Wiley StatsRef: Statistics Reference Online*, 1–6.
- Peschko, V., Mercker, M., & Garthe, S. (2020). Telemetry reveals strong effects of offshore wind farms on behaviour and habitat use of common guillemots (*Uria aalge*) during the breeding season. *Marine Biology*, 167(8), 118. <https://doi.org/10.1007/s00227-020-03735-5>
- Petersen, I. K., & Fox, A. D. (2007). *Changes in bird habitat utilisation around the Horns Rev 1 offshore wind farm, with particular*.
- Petersen, I. K., MacKenzie, M. L., Rexstad, E., Wisz, M. S., & Fox, A. D. (2011). *Comparing pre-and post-construction distributions of long-tailed ducks Clangula hyemalis in and around the Nysted offshore wind farm, Denmark: a quasi-designed experiment accounting for imperfect detection, local surface features and autocorrelation*.
- Petersen, I. K., Nielsen, R. D., & Mackenzie, M. L. (2014a). Post-construction evaluation of bird abundances and distributions in the Horns Rev 2 offshore wind farm area, 2011 and 2012. *DCE–Danish Centre for Environment and Energy, Aarhus University, Denmark*.
- Petersen, I. K., Nielsen, R. D., & Mackenzie, M. L. (2014b). Post-construction evaluation of bird abundances and distributions in the Horns Rev 2 offshore wind farm area, 2011 and 2012. *DCE–Danish Centre for Environment and Energy, Aarhus University, Denmark*.
- Rijksoverheid. (2023). *Windenergie op zee*. Rijksoverheid.
[https://www.rijksoverheid.nl/onderwerpen/duurzame-energie/windenergie-op-zee#:~:text=Doelen%20windenergie&text=In%20het%20Klimaatakkoord%20\(2019\)%20en,75%25%20van%20het%20huidige%20elektriciteitsverbruik](https://www.rijksoverheid.nl/onderwerpen/duurzame-energie/windenergie-op-zee#:~:text=Doelen%20windenergie&text=In%20het%20Klimaatakkoord%20(2019)%20en,75%25%20van%20het%20huidige%20elektriciteitsverbruik).
- Skov, H., Durinck, J., Leopold, M. F., & Tasker, M. L. (1995). *Important bird areas in the North Sea, including the Channel and the Kattegat*. BirdLife International.
- Skov, H., Durinck, J., Leopold, M. F., & Tasker, M. L. (2007). A quantitative method for evaluating the importance of marine areas for conservation of birds. *Biological Conservation*, 136(3), 362–371.
<https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2006.12.016>
- Skov, H., Heinänen, S., Lazcny, M., & Chudzinska, M. (2016). Offshore Windfarm Eneco Luchterduinen. *Ecological Monitoring of Seabirds, T1 Report. Confidential Report, Project, 11813060*.
- Underwood, A. J. (1994). On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecological Applications*, 4(1), 3–15.
- Vallejo, G. C., Grellier, K., Nelson, E. J., McGregor, R. M., Canning, S. J., Caryl, F. M., & McLean, N. (2017). Responses of two marine top predators to an offshore wind farm. *Ecology and Evolution*, 7(21), 8698–8708.
- Van Bemmelen, R. S. A., Geelhoed, S. C. V., & Leopold, M. F. (2015). Gemini T-0: local seabirds. *Imares Report C*, 56.
- Van Bemmelen, R. S. A., Leopold, M. F., & Bos, O. G. (2012). *Vogelwaarden van de Bruine Bank: Project Aanvullende Beschermde Gebieden*.
<https://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/reports/436361>
- van Katwijk, Q., & Camphuysen, K. (1993). Post-breeding dispersal of Guillemots *Uria aalge* in the North Sea, late summer 1993. *Sula*, 7(4), 133–140.

- van Kooten, T., Soudijn, F., & Leopold, M. (2018). *The consequences of seabird habitat loss from offshore wind turbines: a research plan for five selected species*. Wageningen Marine Research.
- Vanermen, N., Onkelinx, T., Courtens, W., Van De Walle, M., Verstraete, H., & Stienen, E. W. M. (2015). Seabird avoidance and attraction at an offshore wind farm in the Belgian part of the North Sea. *Hydrobiologia*, 756, 51–61.
- Vanermen, N., Onkelinx, T., Verschelde, P., Courtens, W., Van De Walle, M., Verstraete, H., & Stienen, E. W. M. (2015). Assessing seabird displacement at offshore wind farms: power ranges of a monitoring and data handling protocol. *Hydrobiologia*, 756, 155–167.
- Vilela, R., Burger, C., Diederichs, A., Nehls, G., Bachl, F., & Szostek, L. (2020). *Divers (Gavia spp.) in the German North Sea: Changes in Abundance and Effects of Offshore Wind Farms. A Study into Diver Abundance and Distribution Based on Aerial Survey Data in the German North Sea*.
- Vilela, R., Burger, C., Diederichs, A., Bachl, F. E., Szostek, L., Freund, A., Braasch, A., Bellebaum, J., Beckers, B., & Piper, W. (2021). Use of an INLA latent gaussian modeling approach to assess bird population changes due to the development of offshore wind farms. *Frontiers in Marine Science*, 8, 701332.
- Walls, R., Canning, S., Lye, G., Givens, L., Garrett, C., & Lancaster, J. (2013). Analysis of marine environmental monitoring plan data from the Robin Rigg offshore wind farm, Scotland (Operational Year 1). *Natural Power Report to E. ON Climate and Renewables*.
- Watanabe, S. (2013). WAIC and WBIC are information criteria for singular statistical model evaluation. *Proceedings of the Workshop on Information Theoretic Methods in Science and Engineering*, 90–94.
- Wickham, H. (2011). ggplot2. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Computational Statistics*, 3(2), 180–185.
- Wood, S. (2007). *R mgcv-package*. <http://www.endmemo.com/r/mgcv-package.php>
- Zuur, A. F. (2012). *A beginner's guide to generalized additive models with R*. Highland Statistics Limited Newburgh.
- Zuur, A. F., Elena, N. I., & Anatoly, A. S. (2017). *Beginner's guide to spatial, temporal, and spatial-temporal ecological data analysis with R-INLA Volume I: using GLM and GLMM*. Highland Statistics Ltd. Newburgh United Kingdom.
- Zuur, A. F., & Ieno, E. N. (2016). *Beginner's guide to zero-inflated models with R*. Highland Statistics Limited United Kingdom.
- Zuur, A. F., & Ieno, E. N. (2022). *Analysis of razorbill and guillemot data from a single aerial survey of the Gemini wind park*.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., & Saveliev, A. A. (2017). Spatial, temporal and spatial-temporal ecological data analysis with R-INLA. *Highland Statistics Ltd*, 1.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N., Saveliev, A. A., Smith, G. M., Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. (2009). Zero-truncated and zero-inflated models for count data. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*, 261–293.
- Zuur, A. F., & Leopold, M. F. (2018). *Common Guillemots and offshore wind farms: an ecological discussion of statistical analyses conducted by Alain F. Zuur*. <https://doi.org/10.18174/466106>

Verantwoording

Rapport: C083/23a

Projectnummer: 4315100183

Dit rapport is met grote zorgvuldigheid tot stand gekomen. De wetenschappelijke kwaliteit is intern getoetst door een collega-onderzoeker en het verantwoordelijk lid van het managementteam van Wageningen Marine Research

Akkoord: Dr. ir. G.M. (Geert) Aarts
Onderzoeker

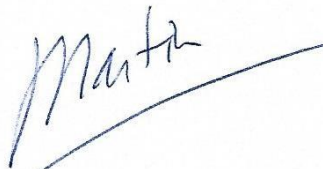
Handtekening:



Datum: 9 februari 2024

Akkoord: M.J.M. Poot
Onderzoeker

Handtekening:



Datum: 9 februari 2024

Akkoord: A.M. Mouissie, PhD
Business Manager Projects

Handtekening:



Datum: 9 februari 2024

Bijlage 1 Statistische details

B1.1 Data processing

For each sampling location, we combined the data from the eight high definition (HiDef) cameras by taking the sum of birds observed, as well as the total area covered by the image, on the images from each of these cameras. Because small variations in flight altitude directly influence the surface area covered, we worked with bird densities instead of observed numbers per image. Densities were calculated by dividing the number of birds observed at the sampling location by the total area (km²) captured by the aerial survey images. We used the mean of the latitude and longitude of the eight camera ground center positions as the reference position for the observation, for the modelling and for retrieving environmental variables on each location.

B1.2 Zero-altered Gamma GAM with spatial-temporal dependency

We modelled the spatial distributions of Razorbills, Guillemots and Auks (Razorbills + Guillemots + Unidentified Auks) using Generalized Additive Models (GAMs). We applied GAMs in the form of explicit spatial-temporal Bayesian hierarchical models, with inference and predictions performed by means of the Integrated Nested Laplace Approximation (INLA) approach applied using the *R-INLA* package (Zuur, Ieno, et al., 2017). This approach was preferred over frequentist-style GAMs (e.g. using the *mgcv* package (Wood, 2007) primarily because of a strong advantage in dealing with spatially correlated data. In accordance with standard procedures for GAMs in R-INLA (Zuur, Elena, et al., 2017; Zuur, Ieno, et al., 2017), model selection was done based on the Deviance Information Criterion (DIC) and Watanabe-Akaike Information Criterion (WAIC) values, adhering to a threshold of -10 (Meyer, 2014; Watanabe, 2013).

Because we are dealing with zero-inflated continuous data, it was chosen to fit a zero-altered gamma distribution (ZAG). This is a Hurdle model, which consists of a combination of a Bernoulli GLM/GAM and a Gamma GLM/GAM. The Bernoulli distribution is used for modelling presence/absence data, whereas the Gamma distribution is applied to strictly positive continuous data (only the values belonging to the presence data).

In order to be able to account for spatial effects in our models, we included a spatial-temporal correlation term in the models. In essence, a spatial correlation term functions similarly to a two-dimensional smoother of spatial coordinates in a frequentist-style GAM. The main difference is that the spatial correlation in R-INLA allows for more variation in the values and extent of spatial clustering (formation of hotspots).

To capture the spatial effects, we constructed a refined Delaunay triangulation spatial mesh (Figure B1.1) for the entire study area. We used a maximum distance between nodes of 5 km, and added a boundary layer of 5 km around the study area, to avoid undesired boundary effects. The Matérn correlation function was used to calculate the covariance matrix for the mesh, which is necessary for including a spatial correlation term in the GAM. Penalized complexity priors (PC-priors) were used to define the spatial random effect, based on prior knowledge of hyperparameters. We set the prior probability of the spatial range (prior range) being smaller than 5 km to 0.05 and the probability of the spatial variance (prior sigma) is larger than 2 to 0.05.

We generated a model with a single SRF covering all surveys (spatio-temporal) as well as a model that generated a SRF for each individual survey (spatial-temporal) and compared the resulting DIC and WAIC values. By including a spatial-temporal structure the SRF is allowed to vary between surveys, whereas in a spatio-temporal model one SRF is used for all surveys. For all bird groups, the spatial-temporal ZAG performed significantly better, hence this model structure that allows for variation in the location of hotspots was chosen for generating model predictions.

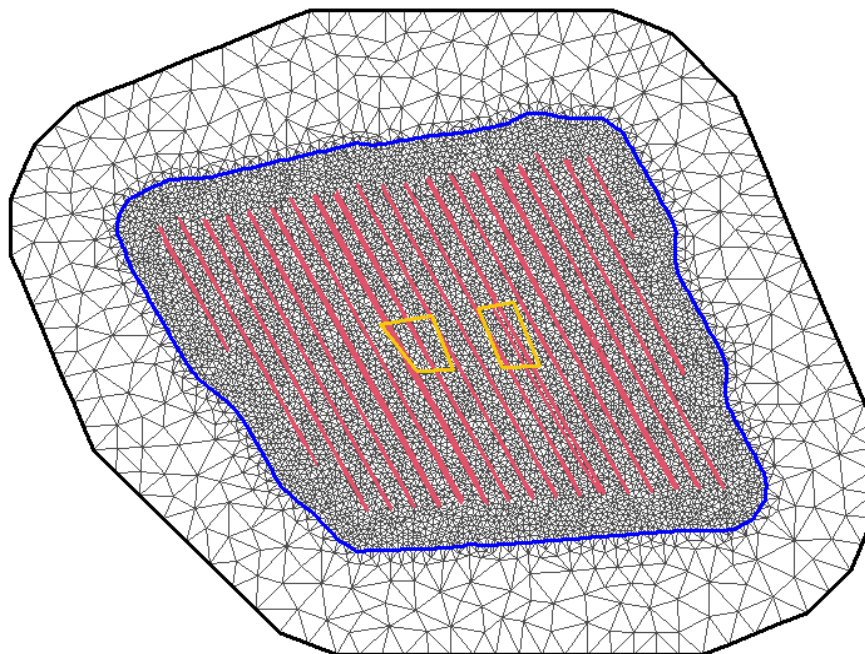


Figure B1.1. Mesh with Gemini Offshore Wind Park (yellow; with ZeeEnergie on the left and Buitengaats on the right) and sampling locations (red). The maximum distance between nodes is 5 km, which resulted in a mesh with 7562 nodes. We used a boundary layer of 5 km around the study area.

B1.3 Covariates

In addition to the temporal and spatial components, we included multiple covariates in the GAMs. First and foremost, we calculated the distance of each sampling location to the nearest offshore wind park (OWP) (be it either Buitengaats (Gemini East), ZeeEnergie (Gemini West) or any operational park in the German EEZ). The outline of all OWPs in and around the study area were retrieved from EMODnet (European Commission & European Marine Observation and Data Network, n.d.) in the form of spatial polygons. Based on the most up-to-date data available, we selected only OWPs that were operational at the time of the aerial surveys (Figuur 3-4). These calculations were made by calculating the minimum distance between the point of observation to any OWP polygon, using the `gDistance()` function from the `rgeos` package (Bivand et al., 2017). Using the same method, we calculated the minimum distance of each sampling location to any of the two major shipping lanes that run approximately parallel to the coast (Figuur 3-4). We additionally retrieved environmental characteristics including bathymetry (depth), mud content and soil grain size from EMODnet (European Commission & European Marine Observation and Data Network, n.d.). The covariates were checked for collinearity. As depth and distance to the coast were highly collinear, as well as depth and grain size, we only included depth, mud content, distance to the OWP and distance to the shipping lane in the GAMs.

These covariates were included in the ZAG-GAMs as cubic spline smoothers. We generated ZAG-GAMs with and without these covariates and performed model selection to decide upon inclusion or exclusion of the covariates based on the DIC/WAIC of the GAMs (see B1.5). Hence, this decision was not based on the statistical significance of these smoothers in the model output, which is the common approach in frequentist-style GAMs.

Important to note is that a smoother will try to fit a (non-linear) relationship between a covariate and the dependent variable (the bird presence or density) based on all given data: irrespective of any spatial or temporal (inter-survey) variation. As a result, smoothers only work well in GAMs with a spatial dimension if the effect they capture is relatively consistent over the spatial domain. The covariate "distance to the wind park", for example, assumes an effect of the distance from the wind park that is similar in all directions. In a heterogeneous landscape like the presented study area, with its various potential sources of disturbance for the studied birds (e.g. shipping lanes found on two sides of the OWP at different distances, another wind park next to eastern boundary of the study area), the significance and strength of a smoother must be interpreted carefully. Insignificant or weak smoother effects do not necessarily indicate absence of a relationship between the covariate and dependent variable: it may simply be caused by large spatial and/or temporal variation. Considering the large spatial and temporal variation in the data used for the presented study, we do not draw any conclusions about the effect of the OWP based on the significance and strength of the smoother "distance to the OWP", but rather base

our conclusions on the results of a simulation study (B1.6) (as commonly performed in Bayesian studies).

B1.4 Model formulation

As described ZAG is a Hurdle model, consisting of a Bernoulli GAM and Gamma GAM that can be combined for making predictions of the bird densities. The Bernoulli GAM for modelling presence/absence data (*Bird01*) for either RB, GM or auks, is formulated as:

$$\begin{aligned} Bird01_{i,s} &\sim \text{Bernoulli}(\pi_{i,s}) \\ E(Bird01_{i,s}) &= \pi_{i,s} \\ Var(Bird01_{i,s}) &= (1 - \pi_{i,s}) * \pi_{i,s} \\ \text{Logit}(\pi_{i,s}) &= \text{Intercept} + \text{covariates}_i + \text{dependency}_s \end{aligned}$$

The Gamma GAM for modelling strictly positive bird density data (*BirdPos*), is formulated as:

$$\begin{aligned} BirdPos_{i,s} &\sim \text{Gamma}(\mu_{i,s}, r) \\ E(BirdPos_{i,s}) &= \mu_{i,s} \\ Var(BirdPos_{i,s}) &= \mu_{i,s}^2 \\ \text{Log}(\mu_{i,s}) &= \text{Intercept} + \text{covariates}_i + \text{dependency}_s \end{aligned}$$

Combining these models, the full ZAG that was used for model predictions can be formulated as:

$$\begin{aligned} Bird_{i,s} &\sim \text{ZAG}(\pi_{i,s}, \mu_{i,s}, r) \\ E(Bird_{i,s}) &= \mu_{i,s} * \pi_{i,s} \\ Var(Bird_{i,s}) &= \text{frac}(\pi_{i,s}) * r + (\pi_{i,s} - \pi_{i,s}^2 * r) * \mu_{i,s} \\ \text{Logit}(\mu_{i,s}) &= \text{Intercept} + \text{covariates}_i + \text{dependency}_s \\ \text{Log}(\mu_{i,s}) &= \text{Intercept} + \text{covariates}_i + \text{dependency}_s \end{aligned}$$

In these formulas, *i* represents a focal point location in the study area and *s* represents a focal survey. The dependency term represents the spatial-temporal dependency term.

B1.5 Model selection

Model selection, for each of the three bird groups, was performed for the Bernoulli and Gamma parts of the model separately. We adhered to a threshold of -10 difference in DIC/WAIC. Based on model selection, we decided what model components to include in the final ZAG-GAMs that were subsequently used for model predictions/simulations. This applied to the following decisions:

- I. Inclusion/Exclusion of covariates (smoothers)
- II. Inclusion/Exclusion of a spatial dependency term (SRF)
- III. Spatio-temporal (a single SRF) or spatial-temporal (unique SRF per survey) structure

The final models were used to generate model predictions for the entire study area by simulating 1000 datasets. The predicted bird densities within our study area, for each of the surveys, were plotted using *ggplot2* (Wickham, 2011).

B1.6 Habitat loss simulation study

We investigated the presence and strength of habitat loss in and around the OWF, by performing a simulation study. This was done by comparing the bird density in an “impact” area to the bird densities within a “reference” area. We used the bird densities resulting from the model predictions (=1000 predicted datasets). We did a simulation study for various potential impact areas: the OWFs (distance to OWF = 0 km) and boundary layers up to 10 km around the OWF. For the boundary layers, we adhered to a steps of 1 km and distances up to 10 km around the OWF (thus, boundary layers being >0 to 1 km, >1 to 2 km, etc. up to >9-10 km). Any reference to a boundary layers at X km distance from the OWF refers to the boundary where X is the distance at the outer edge of the boundary layer (maximum distance).

Instead of comparing the density in these impact areas with the mean density in the reference area, we randomly selected 1000 “control” areas within the reference area. The reference area is defined as the part of the study area remaining after exclusion of (1) the focal “impact” area and (2) any space at equal and smaller distances from the OWFs. Hence, the reference area becomes smaller with boundary layers at increasing distances. For example, when investigating the boundary layer at a distance of 3-4 km from the OWF, the reference area is all the remaining space at distances larger than 4 km from the OWF. Random selection of the control areas was done for each potential impact area separately.

The control areas are 1000 areas with a similar surface area as the focal impact area, at locations randomly sampled from within the reference area. Each of the 1000 control areas was selected by random selection of a single point location within the reference area. Around this point, a square polygon was drawn with a surface area equal to the surface area of the (selected part of the) wind park. By checking for intersections with the OWP and study area contours, we ensured that the square was entirely within the study area and entirely out of the OWP. For each of the 1000 control areas, we calculated the mean bird density as well as the variance around the mean and the 99% confidence interval (CI), and used these values to compare the density inside the potential impact area to the reference area. In addition, we calculated a Bayesian test statistical value (BayStat). This value represents the fraction of the control areas with a mean density larger than the impact area. It can be calculated as:

$$\text{Bayesian test statistic} = \text{mean}\left(\frac{\text{Number of sampled areas with a larger bird density than selected part of OWP}}{\text{Number of simulations}}\right)$$

Here, a value of 0.5 indicates that the density of 50% out of the 1000 randomly sampled control, had a greater density compared to the mean density inside the impact area. Values above 0.7 indicate non-negligible fraction of lower densities inside the impact area, and below 0.3 indicate that almost all control areas had a smaller density than the impact area. Values above 0.9 or below 0.1 indicate a strong difference. Values above 0.7 indicate that there is habitat loss in the impact area, and above the 0.9 threshold we consider the habitat loss to be strong.

To determine whether there is habitat loss within the contours of Gemini, we use the Bayesian test statistic with a threshold of 0.7 for a wind park effect. We additionally inspect the differences in density in the OWP compared to the rest of the study area. Based on the output of the simulation study, we additionally estimated the distance from the OWP up to which there is habitat loss. We define this "disturbance distance" as the distance of the outer edge of the boundary layer wherein the mean density is equal or greater than the lower limit of the 99% CI around the mean density in the reference area. If this is not reached within the investigated boundary layers (up to 10 km from the OWP), we adhere to a disturbance distance of 10 km for further calculations.

After determining the disturbance distance (D), based on the results of the simulation study, we calculated the total disturbed surface area (all the space at smaller or equal distanced from the OWP as the disturbance distance) and the total number of birds displaced. This can be done using the average bird densities within and outside the disturbed area, and the surface area of the disturbed area:

$$\begin{aligned} \text{Difference in density [n/km}^2\text{]} &= \text{Density in reference [n/km}^2\text{]} - \text{Density impact [n/km}^2\text{]} \\ \text{Birds displaced [n]} &= \text{Surface area disturbed [km}^2\text{]} * \text{Difference in density [n/km}^2\text{]} \end{aligned}$$

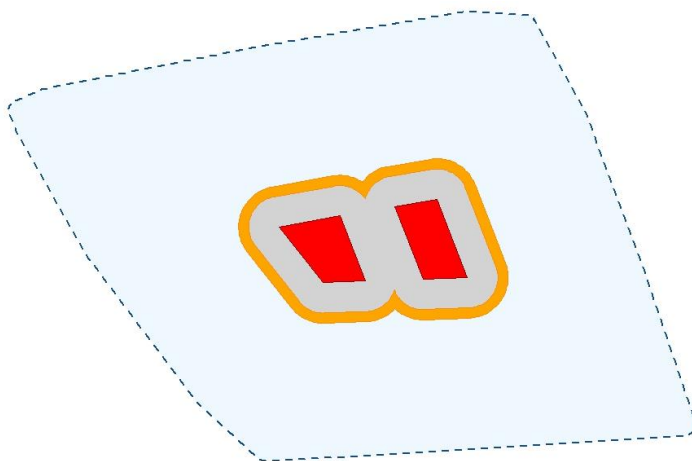


Figure B1.2. Example of a boundary layer (3-4 km distance from the wind park) to study habitat loss around the wind park. Dashed blue line represents the contour of the study area, orange area represents a focal boundary layer that is taken as potential impact area (in this case 3-4 km), red areas represent the offshore wind park: Buitengaats (right) and ZeeEnergie (left). The 1000 control areas are randomly sampled from the light blue space.

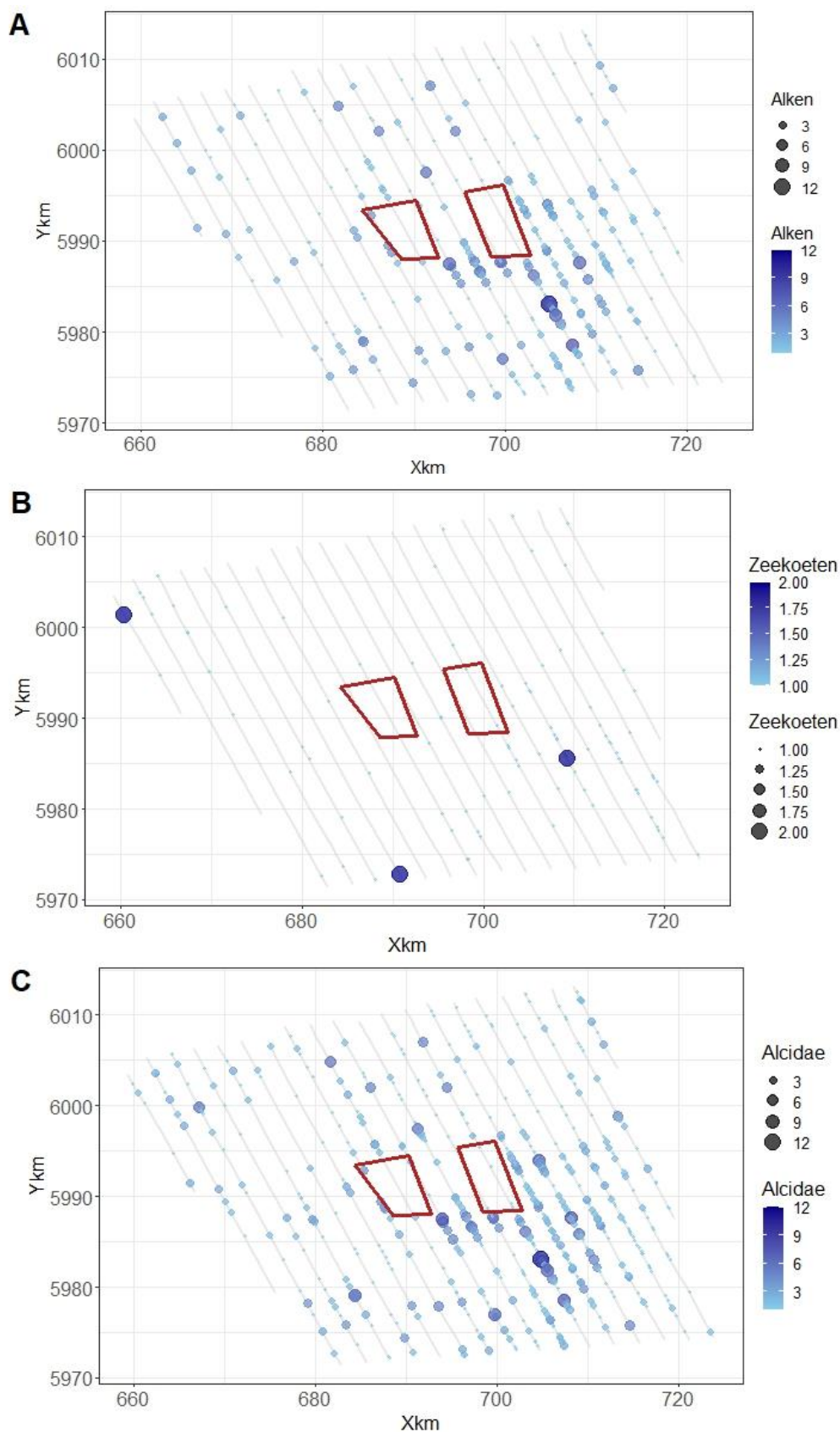
Bijlage 2 Vliegtuigsurvey informatie

Deze bijlage bevat de technische informatie en weersomstandigheden van de surveys (Tabel B2.1), alsmede kaarten met de gevlogen transecten en ruimtelijke verdeling van de geobserveerde alken en zeekoeten per survey (Figuur B2.1-B2.8).

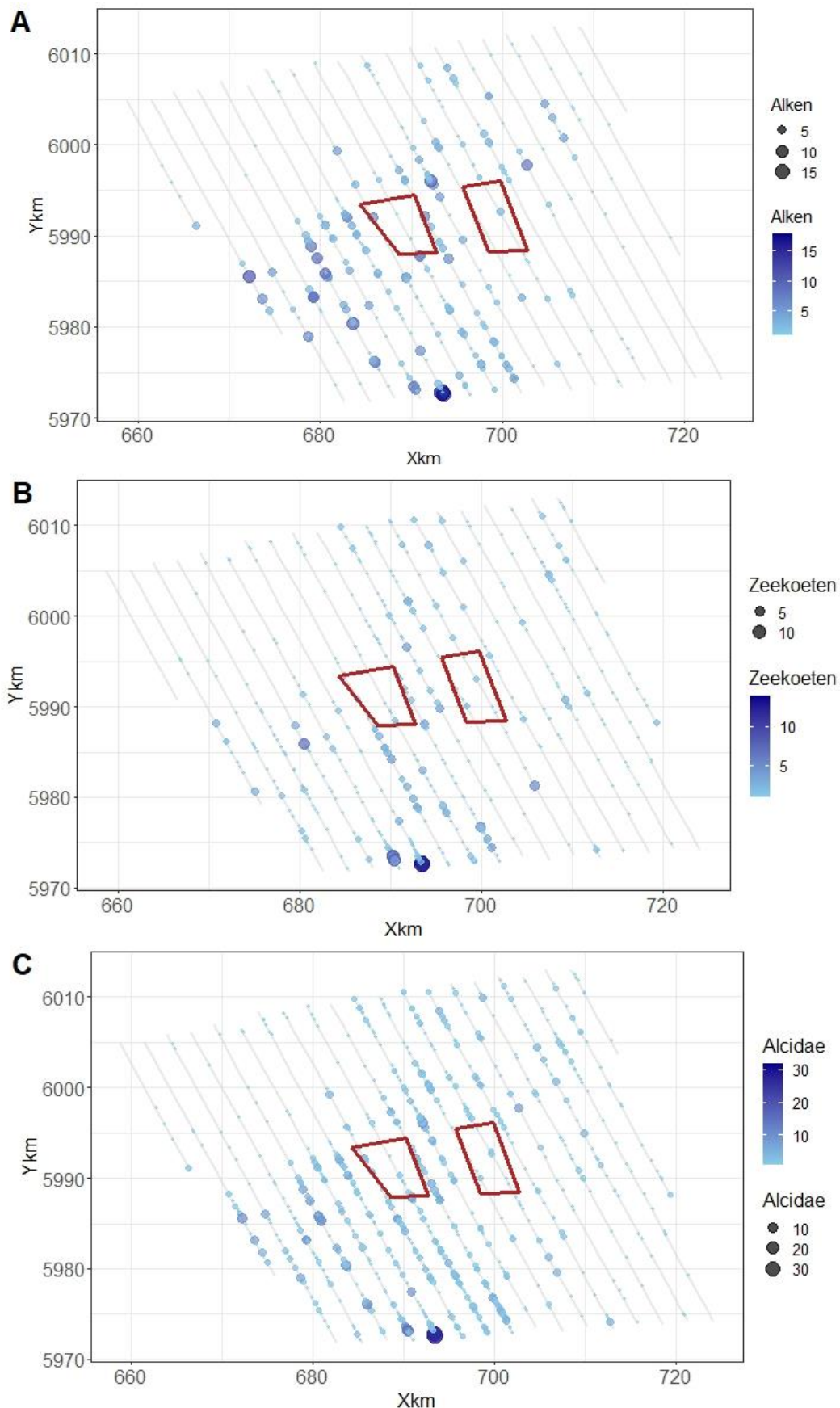
Tabel B2.1. Technische informatie van de vliegtuigsurveys, inclusief zicht en weersomstandigheden.

Nr	Datum	Vliegtuig	Camera systeem	Reflectie van zonlicht ^a	Staat van de zee ^b	Zicht ^c	Oppervlak aan beeld verzameld (km ²)	% van verzameld beeld-oppervlak geanalyseerd
1	10/Mar/22	OY-MNS	HiDef 1800	0-2	0 tot 3	1-2	387,5061	100%
2	19/Oct/22	OY-SNS	HiDef 1800	0-1	1 tot 3	1-2	409,1039	100%
3	21/Jan/23	OY-YLS	HiDef 1670	0-1	0 tot 3	1	405,0252	99%
4	26/Jan/23	OY-YLS	HiDef 1670	0-1	0 tot 4	1-2	370,131	100%
5	8/Feb/23	OY-SNS	HiDef 1670	0-1	0 tot 4	1	421,9548	100%
6	19/Feb/23	OY-SNS	HiDef 1670	0-1	1 tot 3	1-2	422,652	100%
7	6/Mar/23	OY-SYS	HiDef 1800	0-1	1 tot 4	1	406,6488	100%
8	8/Dec/22	OY-SNS	HiDef 1800	0-2	0 tot 4	1	406,9002	99%

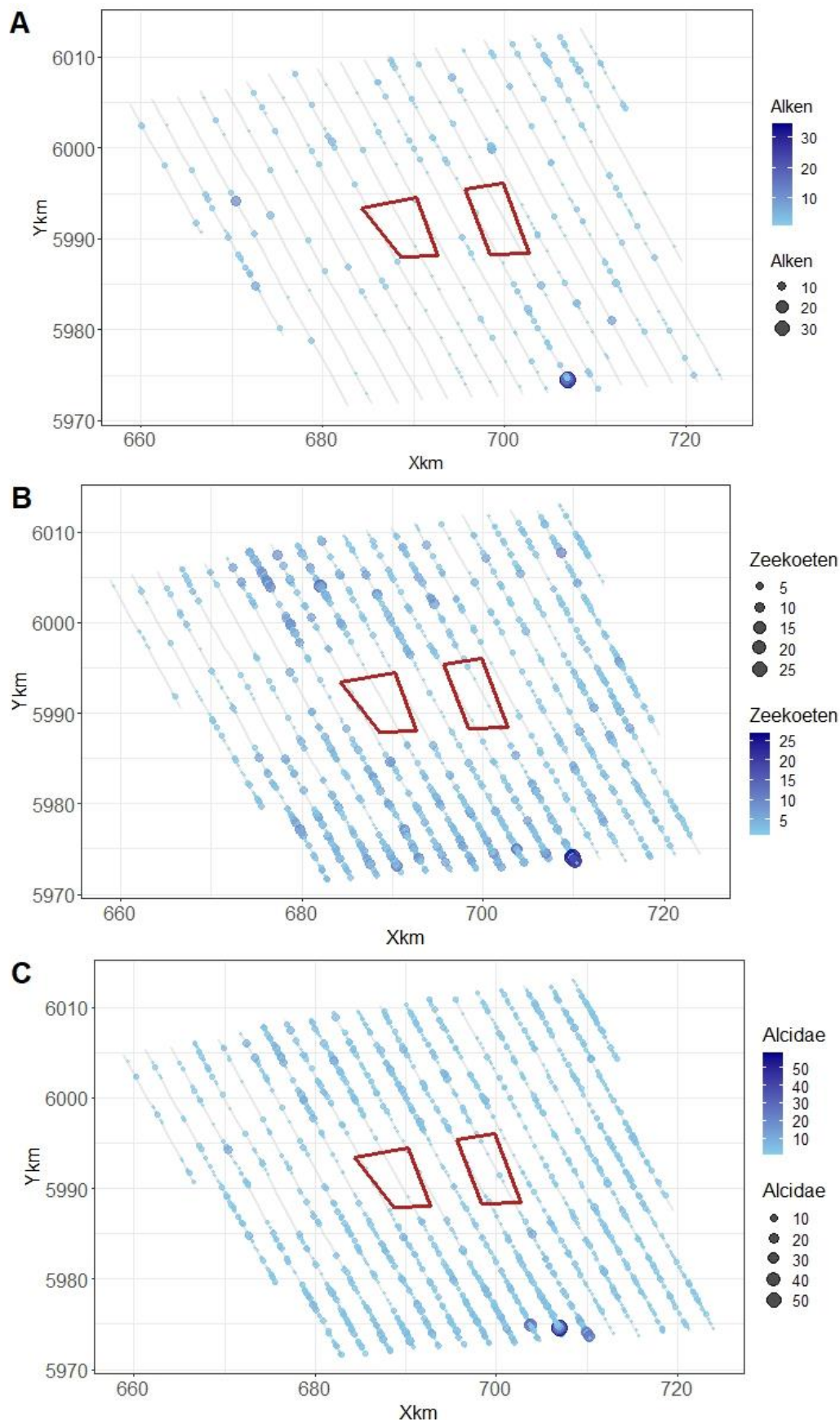
- a) Intensiteit van de reflectie van de zon op het water: 0 = afwezig tot verwaarloosbaar, 1 = gering aanwezig (minder dan 25% van de foto), 2 = aanwezig (minder dan 50% van de foto), 3 = sterk aanwezig.
- b) De staat van de zee op een schaal van 0 tot 9, naar Peterson. De staat van de zee houdt sterk verband met windkracht. Een staat van 4 op de staat van Peterson staat gelijk aan een golfstroming van 13-18 m/s en de aanwezigheid van gematigde golven met een significante hoeveelheid "white caps". Een schaal van 3 wordt beschreven als een lichte tot matige bries, golfsnelheden van 8-12 m/s en een beginnende vorming van "white caps".
- c) Vermindering van zichtbaarheid door de toestand van de lucht (bijv. mistvorming): 1 = afwezig tot gering, 2 = licht verminderd zicht, 3 = sterk verminderd zicht.



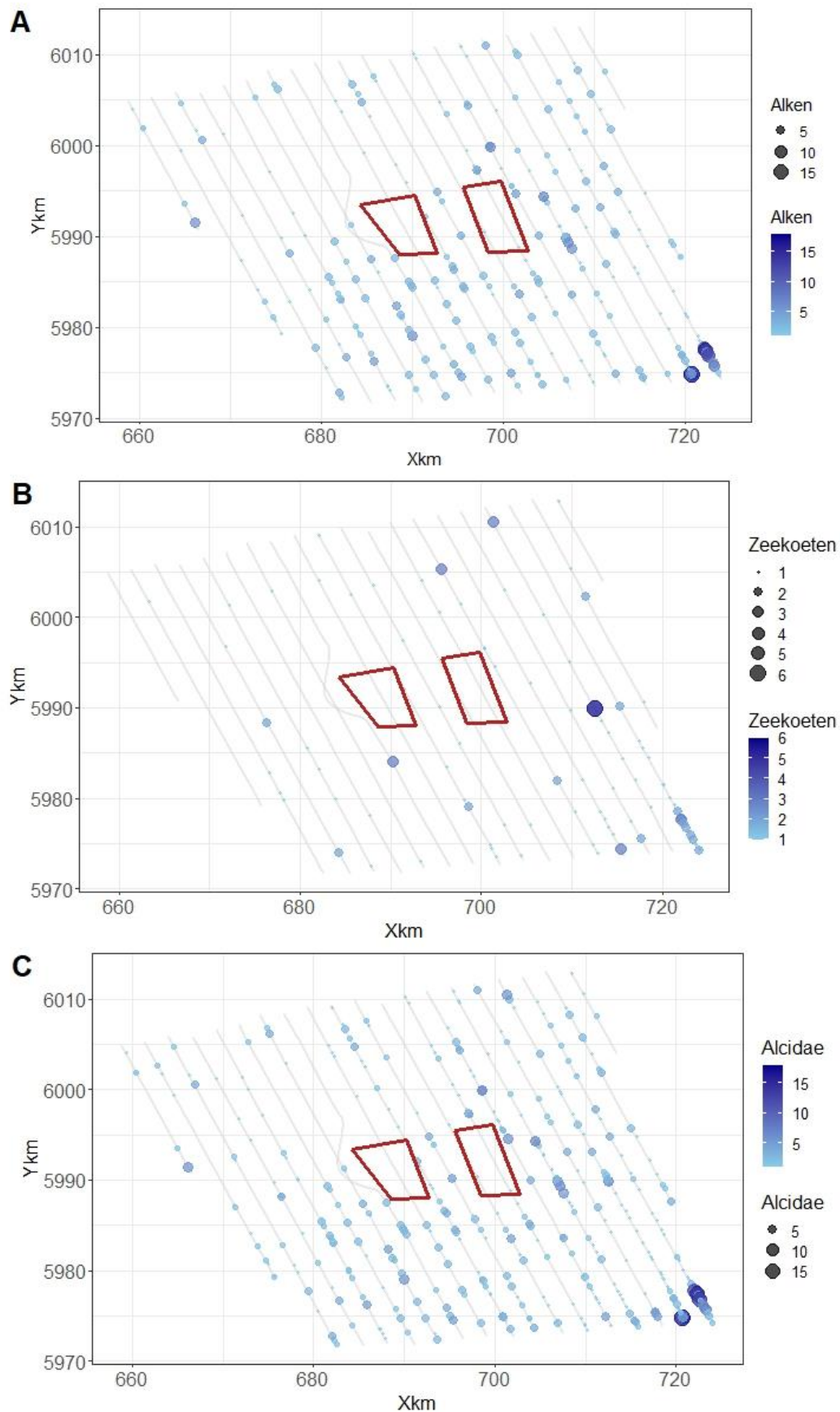
Figuur B2.1. Observaties tijdens **de pilot-survey (Survey 1: 10 maart 2022)** weergegeven in aantallen vogels per punt van observatie (de som van 8 foto's) voor (A) alken, (B) zeekoeten en (C) Alcidae (alken + zeekoeten + "alk of zeekoet"). Lichtgrijze stippen reflecteren nul-observaties en vormen tezamen een lichtgrijze lijn die het gevlogen transect (inclusief eventuele afwijkingen ten opzichte van de geplande transecten) weergegeven. Blauwe stippen zijn observaties waar vogels zijn waargenomen, de kleur en grootte corresponderen met het aantal vogels dat op desbetreffende acht foto's is waargenomen. Rode omlijnning correspondeert met de omtrek van het windpark.



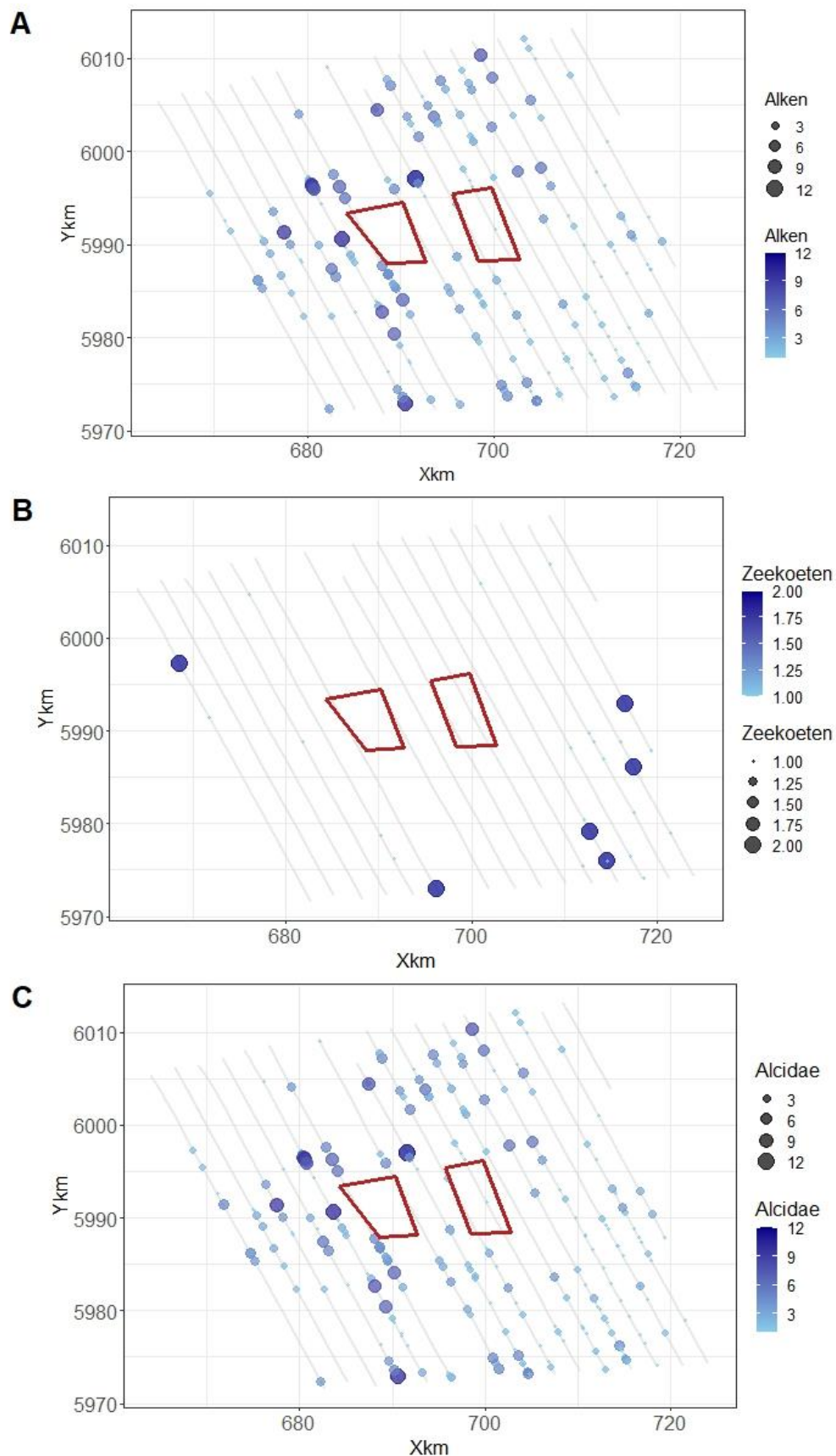
Figuur B2.2. Observaties tijdens **de tweede survey (19 oktober 2022)** weergegeven in aantallen vogels per punt van observatie (de som van 8 foto's) voor (A) alken, (B) zeekoeten en (C) Alcidae (alken + zeekoeten + "alk of zeekoet"). Lichtgrijze stippen reflecteren nul-observaties en vormen tezamen een lichtgrijze lijn die het gevlogen transect (inclusief eventuele afwijkingen ten opzichte van de geplande transecten) weergegeven. Blauwe stippen zijn observaties waar vogels zijn waargenomen, de kleur en grootte corresponderen met het aantal vogels dat op desbetreffende acht foto's is waargenomen. Rode omlijnning correspondeert met de omtrek van het windpark.



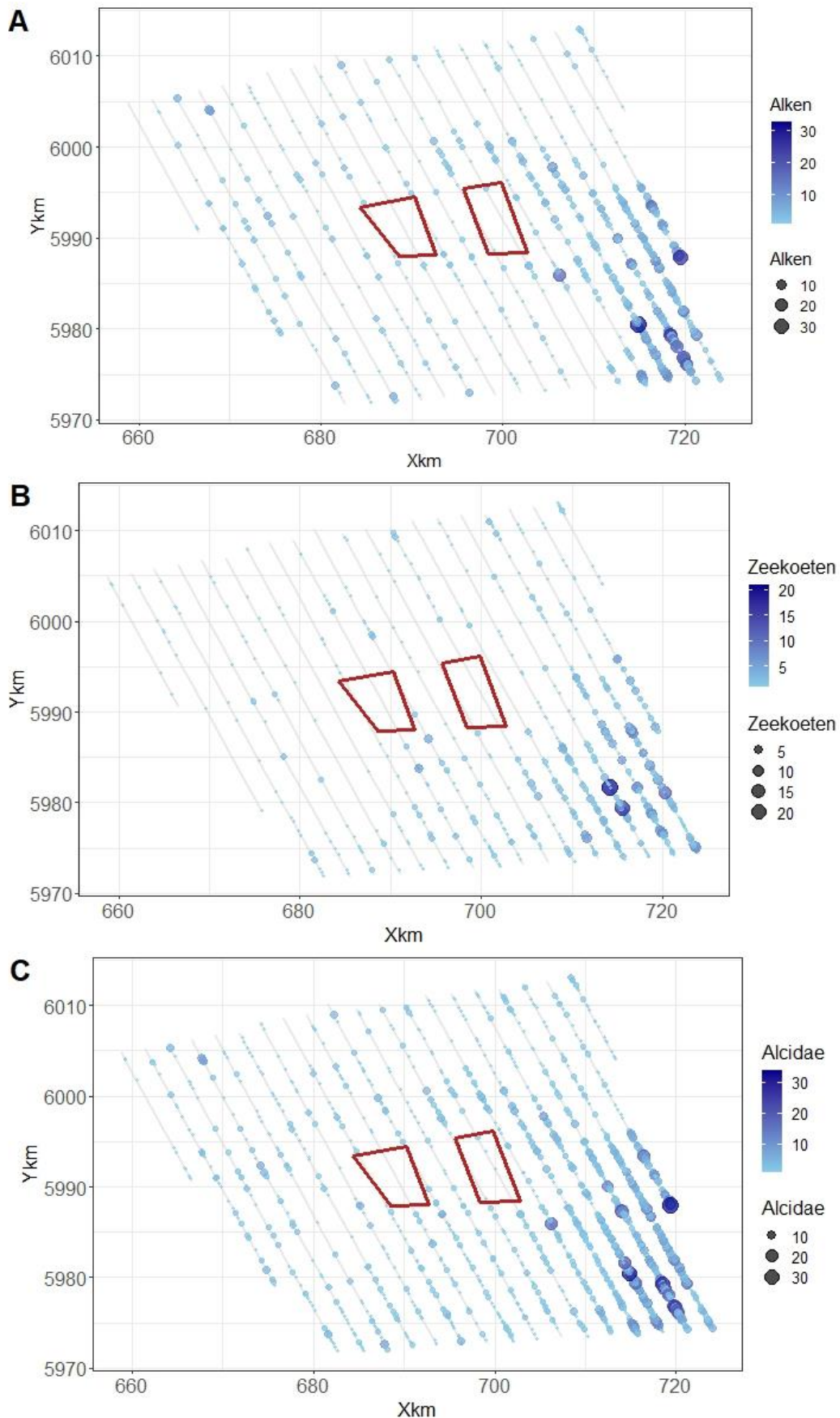
Figuur B2.3. Observaties tijdens **de derde survey (8 december 2022)** weergegeven in aantallen vogels per punt van observatie (de som van 8 foto's) voor (A) alken, (B) zeekoeten en (C) Alcidae (alken + zeekoeten + "alk of zeekoet"). Lichtgrijze stippen reflecteren nul-observaties en vormen tezamen een lichtgrijze lijn die het gevlogen transect (inclusief eventuele afwijkingen ten opzichte van de geplande transecten) weergeven. Blauwe stippen zijn observaties waar vogels zijn waargenomen, de kleur en grootte corresponderen met het aantal vogels dat op desbetreffende acht foto's is waargenomen. Rode omlijning correspondeert met de omtrek van het windpark.



Figuur B2.4. Observaties tijdens **de vierde survey (21 januari 2023)** weergegeven in aantallen vogels per punt van observatie (de som van 8 foto's) voor (A) alken, (B) zeekoeten en (C) Alcidae (alken + zeekoeten + "alk of zeekoet"). Lichtgrijze stippen reflecteren nul-observaties en vormen tezamen een lichtgrijze lijn die het gevlogen transect (inclusief eventuele afwijkingen ten opzichte van de geplande transecten) weergegeven. Blauwe stippen zijn observaties waar vogels zijn waargenomen, de kleur en grootte corresponderen met het aantal vogels dat op desbetreffende acht foto's is waargenomen. Rode omlijnning correspondeert met de omtrek van het windpark.

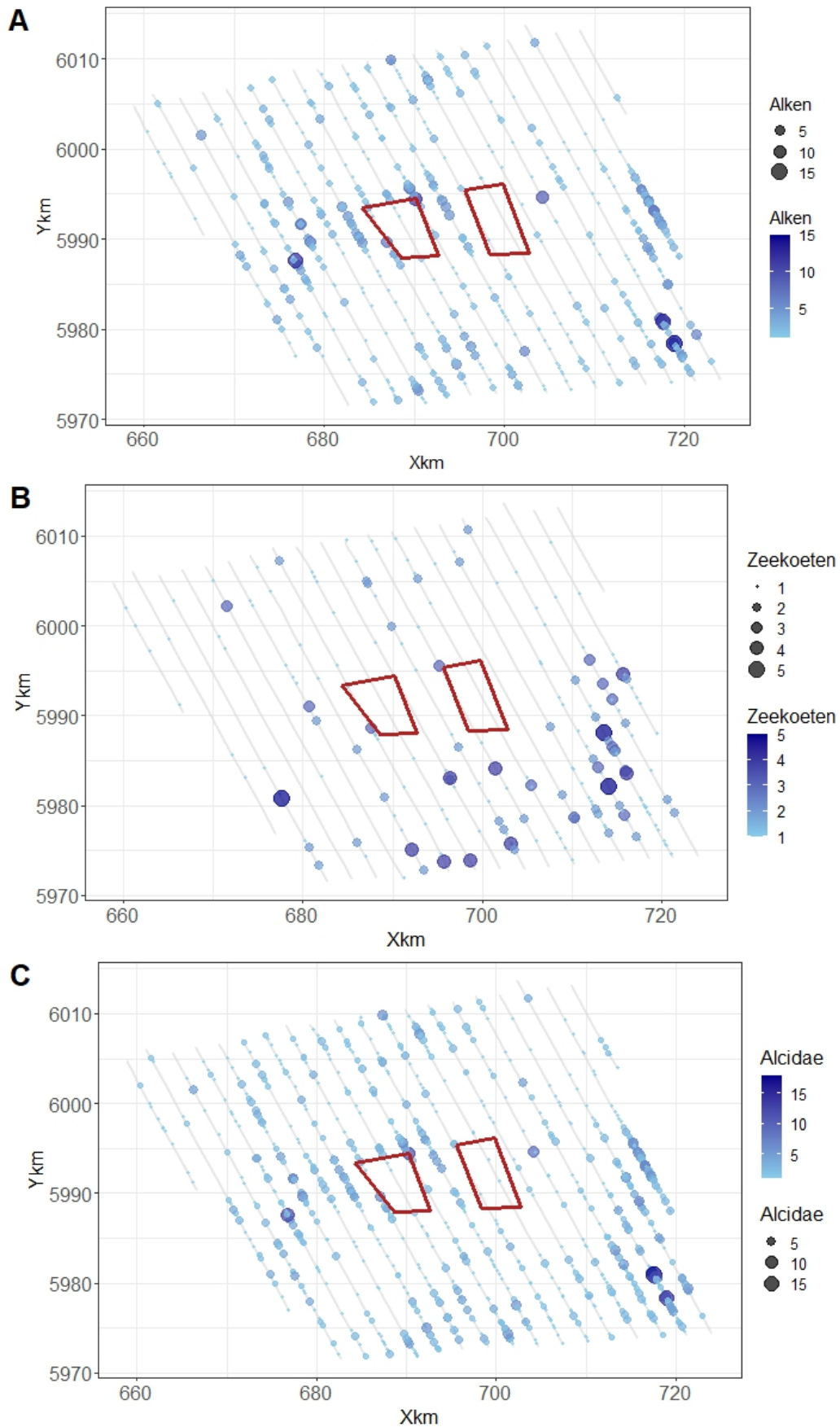


Figuur B2.5. Observaties tijdens **de vijfde survey (26 januari 2023)** weergegeven in aantallen vogels per punt van observatie (de som van 8 foto's) voor (A) alken, (B) zeekoeten en (C) Alcidae (alken + zeekoeten + "alk of zeekoet"). Lichtgrijze stippen reflecteren nul-observaties en vormen tezamen een lichtgrijze lijn die het gevlogen transect (inclusief eventuele afwijkingen ten opzichte van de geplande transecten) weergegeven. Blauwe stippen zijn observaties waar vogels zijn waargenomen, de kleur en grootte corresponderen met het aantal vogels dat op desbetreffende acht foto's is waargenomen. Rode omlijnning correspondeert met de omtrek van het windpark.



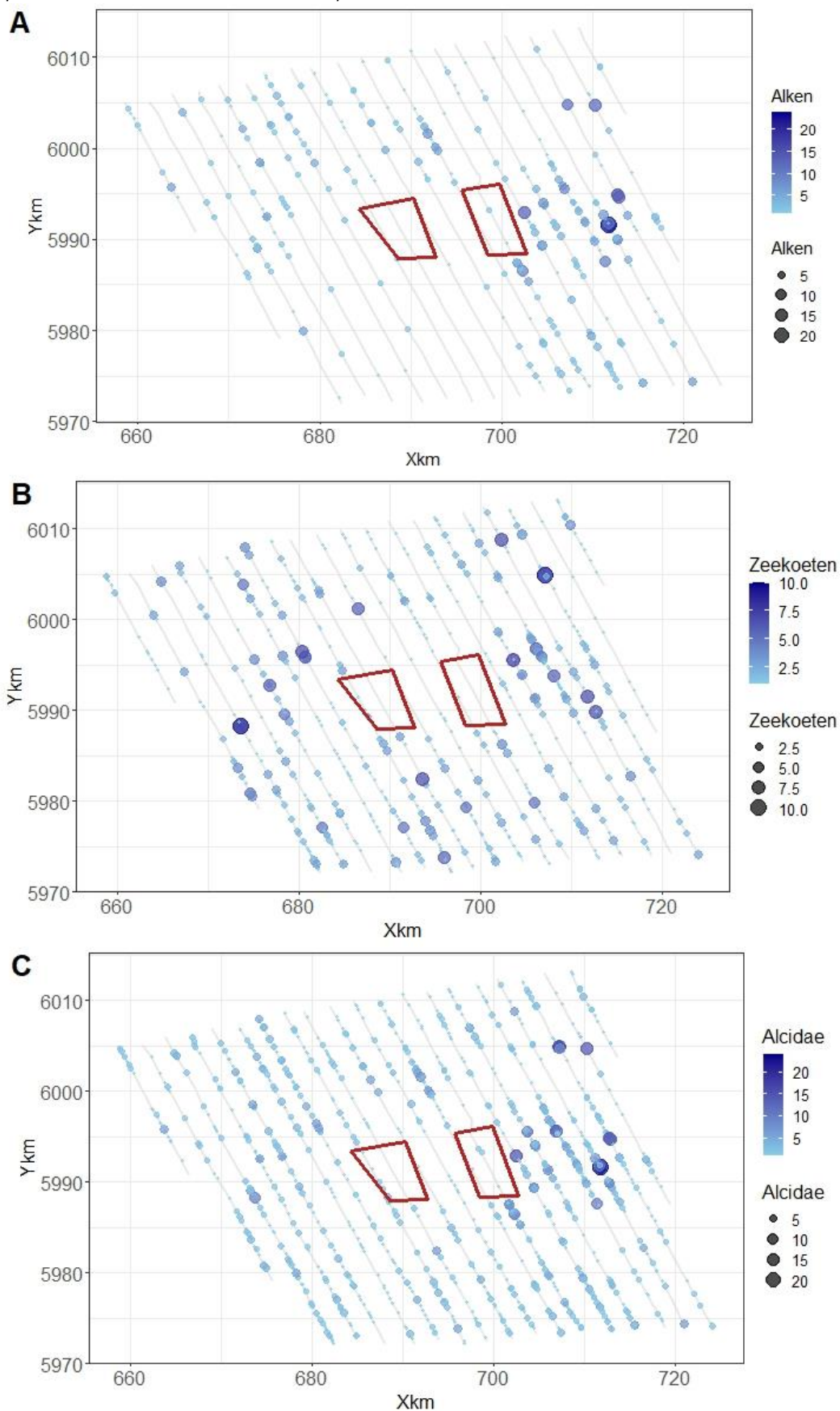
Figuur B2.6. Observaties tijdens **de zesde survey (8 februari 2023)** weergegeven in aantallen vogels per punt van observatie (de som van 8 foto's) voor (A) alken, (B) zeekoeten en (C) Alcidae (alken + zeekoeten + "alk of zeekoet"). Lichtgrijze stippen reflecteren nul-observaties en vormen tezamen een lichtgrijze lijn die het gevlogen transect (inclusief eventuele afwijkingen ten opzichte van de geplande transecten) weergeven. Blauwe stippen zijn observaties waar vogels zijn waargenomen, de kleur en grootte corresponderen met

het aantal vogels dat op desbetreffende acht foto's is waargenomen. Rode omlijning correspondeert met de omtrek van het windpark.



Figuur B2.7. Observaties tijdens **de zevende survey (19 februari 2023)** weergegeven in aantallen vogels per punt van observatie (de som van 8 foto's) voor (A) alken, (B) zeekoeten en (C) Alcidae (alken + zeekoeten + "alk of zeekoet"). Lichtgrijze stippen reflecteren nul-observaties en vormen tezamen een lichtgrijze lijn die het gevlogen transect (inclusief eventuele afwijkingen ten opzichte van de geplande

transecten) weergeven. Blauwe stippen zijn observaties waar vogels zijn waargenomen, de kleur en grootte corresponderen met het aantal vogels dat op desbetreffende acht foto's is waargenomen. Rode omlijning correspondeert met de omtrek van het windpark.



Figuur B2.8. Observaties tijdens **de achtste survey (6 maart 2023)** weergegeven in aantallen vogels per punt van observatie (de som van 8 foto's) voor (A) alken, (B) zeekoeten en (C) Alcidae (alken + zeekoeten + "alk of zeekoet"). Lichtgrijze stippen reflecteren nul-observaties en vormen tezamen een lichtgrijze lijn die het gevlogen transect (inclusief eventuele afwijkingen ten opzichte van de geplande transecten)

weergegeven. Blauwe stippen zijn observaties waar vogels zijn waargenomen, de kleur en grootte corresponderen met het aantal vogels dat op desbetreffende acht foto's is waargenomen. Rode omlijning correspondeert met de omtrek van het windpark.