Het risico op aanvaringen met windturbines van zeearend en bruine kiekendief in Flevoland

Ralph Buij, Sander Moonen, Tonio Schaub, Kjell Janssen, Javi Mañas, Gerard Müskens, Stef van Rijn en Dirk van Straalen

WAGENINGEN
UNIVERSITY & RESEARCH

deltamilieu
PROJECTEN

Het risico op aanvaringen met windturbines van zeearend en bruine kiekendief in Flevoland

Ralph Buij, Sander Moonen, Tonio Schaub, Kjell Janssen, Javi Mañas, Gerard Müskens, Stef van Rijn en Dirk van Straalen

Dit onderzoek is uitgevoerd door Wageningen Environmental Research in samenwerking met de Werkgroep Zeearend Nederland en Grauwe Kiekendief - Kenniscentrum Akkervogels en gesubsidieerd door de Provincie Flevoland en door het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, in het kader van WUR Kennisbasisprogramma KB36 Biodiversiteit in een Natuurinclusieve Samenleving (projectnummer KB36-5200044844), dat wordt ondersteund door het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit.

Wageningen Environmental Research
Wageningen, augustus 2022

Gereviewd door:
Erik Klop, Altenbzurg & Wymenga Ecologisch Onderzoek B.V.

Akkoord voor publicatie:
Marion Kluivers-Poodt, teamleider van Dierecologie

Rapport 3169
ISSN 1566-7197

WAGENINGEN
UNIVERSITY & RESEARCH

Buij, R., S. Moonen, T. Schaub, K. Janssen, J. Mañas, G. Müskens, S. Van Rijn en D. Van Straalen, 2022. *Het risico op aanvaringen met windturbines van zeearend en bruine kiekendief in Flevoland.* Wageningen, Wageningen Environmental Research, Rapport 3169. 64 blz.; 21 fig.; 5 tab.; 76 ref.

Een geringe toename van sterfte door aanvaringen met windturbines kan al een belangrijk effect hebben op de populatieomvang van langlevende soorten, waaronder de meeste roofvogels. In het hier gepresenteerde onderzoek wordt de beschikbare kennis over (het verminderen van) aanvaringsrisico's bij zeearend en bruine kiekendief in de Provincie Flevoland op een rij gezet, aan de hand van gps-gsm zenderonderzoek aan beide soorten in de provincie in de periode 2019-2021. Dit onderzoek kent de volgende doelstellingen:
(1) onderzoek naar vliegtijd op windturbinerotorhoogte en in relatie tot seizoens-, weer- en omgevingsvariabelen; (2) een kwalitatieve evaluatie van ontwijkingsgedrag ten aanzien van windturbines van jonge (eerste- tot derde kalenderjaar) zeearenden en bruine kiekendieven van alle leeftijden in Flevoland; (3) evaluatie van de aanvaringsrisico's voor turbines van verschillende hoogte van de rotorzone, met het oog op de repowering in de provincie; (4) identificatie van potentiële risicogebieden voor windturbineaanvaringen voor deze roofvogels in Flevoland, op basis van de gevonden vliegbewegingen en vlieghoogtes en de afstand tot nestplekken; (5) op basis van voorgaande punten een voorstel voor mitigatiemaatregelen, zodat de sterfte door aanvaringen kan worden voorkomen.

Trefwoorden: Bruine kiekendief, zeearend, wind turbine, aanvaringsrisico, repowering, mitigatie, Flevoland

Dit rapport is gratis te downloaden van https://doi.org/10.18174/572132 of op www.wur.nl/environmental-research (ga naar 'Wageningen Environmental Research' in de grijze balk onderaan). Wageningen Environmental Research verstrekt *geen* gedrukte exemplaren van rapporten.

© 2022 Wageningen Environmental Research (instituut binnen de rechtspersoon Stichting Wageningen Research), Postbus 47, 6700 AA Wageningen, T 0317 48 07 00, www.wur.nl/environmental-research. Wageningen Environmental Research is onderdeel van Wageningen University & Research.

- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking van deze uitgave is toegestaan mits met duidelijke bronvermelding.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor commerciële doeleinden en/of geldelijk gewin.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor die gedeelten van deze uitgave waarvan duidelijk is dat de auteursrechten liggen bij derden en/of zijn voorbehouden.

Wageningen Environmental Research aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Wageningen Environmental Research werkt sinds 2003 met een ISO 9001 gecertificeerd kwaliteitsmanagementsysteem.
In 2006 heeft Wageningen Environmental Research een milieuzorgsysteem geïmplementeerd, gecertificeerd volgens de norm ISO 14001.
Wageningen Environmental Research geeft via ISO 26000 invulling aan haar maatschappelijke verantwoordelijkheid.

Wageningen Environmental Research Rapport 3169 | ISSN 1566-7197

Foto omslag: Zeearend met zender en volwassen bruine kiekendief, Flevoland, 2020 (Ralph Buij)

Inhoud

Verantwoording **5**

Samenvatting **7**

Introductie **11**

1. Evaluatie van vlieghoogte en variatie in de vliegtijd op rotorhoogte door seizoens-, weer- en omgevingsvariabelen 12
2. Vermijdingsgedrag 13
3. Evaluatie van de aanvaringsrisico's voor turbines van verschillende hoogte van de rotorzone 13
4. Analyse van de gps-tracks voor een ruimtelijke aanvaringsrisico bepaling 14
5. Beoordeling van stilstandmaatregelen 14

Methoden **15**

1. Evaluatie van vlieghoogte en variatie in de vliegtijd op rotorhoogte door seizoens-, weer- en omgevingsvariabelen 20
2. Vermijdingsgedrag 22
3. Evaluatie van de aanvaringsrisico's voor turbines van verschillende hoogte van de rotorzone 23
4. Analyse van de gps-tracks voor een ruimtelijke aanvaringsrisico-bepaling 25
5. Beoordeling van stilstandmaatregelen 26

Resultaten **27**

1. Evaluatie van vlieghoogte en variatie in de vliegtijd op rotorhoogte door seizoens-, weer- en omgevingsvariabelen 29
2. Vermijdingsgedrag 32
3. Evaluatie van de aanvaringsrisico's voor turbines van verschillende hoogte van de rotorzone 37
4. Analyse van de gps-tracks voor bepaling van ruimtelijke aanvaringsrisico's 40
5. Beoordeling van stilstandmaatregelen 49

Discussie **50**

Conclusies **55**

Dankwoord **56**

Literatuur **57**

Bijlage 1 Modelresultaten vlieg- en alle fixes voor zeearend en bruine kiekendief **61**

Verantwoording

Rapport: 3169
Projectnummer: 5200045276

Wageningen Environmental Research (WENR) hecht grote waarde aan de kwaliteit van zijn eindproducten. Een review van de rapporten op wetenschappelijke kwaliteit door een referent maakt standaard onderdeel uit van ons kwaliteitsbeleid.

Akkoord Referent die het rapport heeft beoordeeld,

functie: adviseur fauna-ecologie

naam: Erik Klop

datum: 3 mei 2022

Akkoord teamleider voor de inhoud,

naam: Marion Kluivers-Poodt

datum: 17 augustus 2022

Samenvatting

Met de toename van het aantal wind turbines wordt voldaan aan de belangrijke vraag naar windenergie productie, maar tegelijkertijd nemen negatieve effecten op vogels toe. Een belangrijk effect is de sterfte van vogels door aanvaringen met de draaiende rotoren van windturbines. Roofvogels zijn regelmatig slachtoffer van aanvaringen met windturbines en een geringe toename van sterfte door dergelijke aanvaringen kan al een belangrijk effect hebben op hun populatieomvang. Toch is er weinig bekend over de kansen op aanvaringen met windturbines van roofvogels zoals zeearenden en bruine kiekendieven, en waar en wanneer die risico's het grootst zijn. Dit bemoeilijkt het treffen van effectieve maatregelen om sterfte door aanvaringen met windturbines te voorkomen.

De Provincie Flevoland is een provincie met belangrijke aantallen zeearenden en bruine kiekendieven. Bovendien heeft de provincie een grote ambitie met betrekking tot windenergie productie. Als onderdeel van die ambitie worden in Flevoland nieuwere, grotere windturbines geplaatst die veel meer energie opwekken dan de bestaande, kleinere turbines. Dit 'opschalen en saneren' betekent dat voor iedere nieuwe turbine die geplaatst wordt, oude turbines worden verwijderd en dat een kleiner aantal nieuwe turbines uiteindelijk veel meer vermogen opwekken dan de oude, kleinere turbines. De provincie streeft naar het vergroten van kennis voor het verminderen van de sterfte van zeearenden en bruine kiekendieven door aanvaringen met de bestaande en toekomstige windturbines.

In het hier gepresenteerde onderzoek wordt de beschikbare kennis over (het verminderen van) aanvaringsrisico's bij deze twee roofvogelsoorten op een rij gezet. Dit onderzoek kent de volgende doelstellingen: (1) onderzoek naar vliegtijd op windturbinerotorhoogte en in relatie tot seizoens-, weer- en omgevingsvariabelen; (2) een kwalitatieve evaluatie van vlieggedrag, en dan met name vermijding, nabij bestaande windturbines van jonge (eerste- tot derde kalenderjaar) zeearenden en bruine kiekendieven van alle leeftijden in Flevoland; (3) evaluatie van de risico's op aanvaringen met turbines van verschillende hoogte, nu en in de toekomst, met het oog op de *repowering* in de provincie; (4) identificatie van potentiële risicogebieden voor windturbineaanvaringen voor deze roofvogels in Flevoland, op basis van de gevonden vliegbewegingen en vlieghoogtes en voor bruine kiekendieven, de afstand tot nestplekken; (5) op basis van voorgaande punten een voorstel voor mitigatiemaatregelen, zodat de sterfte door aanvaringen kan worden voorkomen. De analyses zijn gebaseerd op een steekproef van zeearenden en bruine kiekendieven die zijn uitgerust met gps-/gsm-zenders in de periode 2019-2021. Het gaat hierbij om jonge zeearenden die zowel binnen als buiten de provinciegrenzen zijn gezenderd, en bruine kiekendieven van alle leeftijden en geslachten die in de Noordoostpolder werden gezenderd.

De aanvaringsrisico's met turbines worden voor een groot deel bepaald door de vliegtijd van de roofvogels op de rotorhoogte van de turbines. De analyses lieten zien dat onvolwassen zeearenden gemiddeld aanzienlijk hoger vlogen (mediaan van geregistreerde vlieghoogtes: 30,4 m) dan bruine kiekendieven van alle leeftijden (mediaan: 5,7 m). Zowel bij bruine kiekendieven als zeearenden vonden de meeste vluchten op lage hoogtes plaats: respectievelijk 83% en 47% van hun vliegposities waren lager dan 25 m, de laagste tiplaagte van turbinerotoren in de provincie. Ondanks de gemiddeld lage vluchten vond een belangrijk deel van de vliegtijd op rotorhoogte plaats. Zeearenden vlogen 34% van de tijd op de rotorhoogte in de provincie (van 25 tot 225 m boven grondniveau) en bruine kiekendieven 14% van de tijd.

De resultaten met geregistreerde vlieghoogtes lieten verder zien dat de weersomstandigheden een belangrijke invloed hadden op de kans dat beide soorten op rotorhoogte vlogen. Het aandeel geregistreerde vlieghoogtes op rotorhoogte piekte bij lage windsnelheden voor bruine kiekendieven, en bij hoge windsnelheden voor onvolwassen zeearenden. Verder betekende regen een afname van de vliegkans op rotorhoogte voor bruine kiekendieven, maar niet voor zeearenden. De kans van een vlucht op rotorhoogte voor bruine kiekendieven was het grootst zowel bij de laagste als hoogste temperaturen. Voor zeearenden had de temperatuur geen significant effect op vluchten op rotorhoogte.

De resultaten lieten verder zien dat de kans dat beide soorten op rotorhoogte vlogen toenam rond de middag, tussen 12.00 en 15.00 uur. Voor bruine kiekendieven nam de vliegkans op rotorhoogte geleidelijk af gedurende het broedseizoen. Voor de jonge zeearenden was de kans om op rotorhoogte te vliegen het laagst in de zomermaanden. Zeearenden vlogen een significant groter deel van de tijd op rotorhoogte boven landbouwgebied of de bebouwde kom, dan in natuurgebied (bossen, wetlands en wateren). Bruine kiekendieven vlogen minder vaker op rotorhoogte in de buurt van windturbines (< 500 m) dan verder weg. Tenslotte vlogen bruine kiekendieven minder op rotorhoogte als ze dichter bij hun nest waren (< 500 m) dan verder weg, en meer op rotorhoogte in de pre-eileg-fase dan in elke andere broedfase, behalve tijdens de incubatiefase.

De vlieghoogteverdeling in de buurt van de turbines liet zien dat er geen vliegbewegingen van bruine kiekendieven voorkwamen binnen de rotorzone van de bestaande turbines in de Noordoostpolder. Wel waren er vliegbewegingen boven en onder de rotorzone en binnen de door ons gedefinieerde risicozone van het rotorgebied (tot vier keer de rotorlengte vanaf de mast, op rotorhoogte) van de turbines van het type Enercon E-136. Voor zeearenden vonden regelmatig vliegbewegingen plaats in de risicozone van drie verschillende turbinetypen, maar ook enkele keren binnen de rotorzone van turbines met een ashoogte van 55-70 m. De lage vliegintensiteit in het rotorgebied (met hoog aanvaringsrisico), in vergelijking met de risicozone (lager aanvaringsrisico) en vooral het omringende gebied van de turbines, lijkt te suggereren dat beide soorten de turbines in meer (bruine kiekendief) en mindere mate (zeearend) vermijden. Verdere kwantitatieve analyses moeten uitsluitsel geven of er ook daadwerkelijk sprake is van vermijding.

Bij de ambitie van de provincie hoort een sanering van oude, kleine turbines met een lage tiplaagte naar een kleiner aantal grotere turbines met een hogere tiplaagte. Hier is onderzocht wat de *repowering* betekent voor de aanvaringsrisico's met zeearenden en bruine kiekendieven, op basis van de overlap in vlieghoogte van de roofvogels met de rotorbladen. Omdat de piek van de vliegactiviteit zich op relatief lage hoogtes bevindt, werd bij beide soorten een exponentiële afname van de "verticale-overlap-index" – een maat voor de overlap tussen vlieghoogtes en de rotorzones - vastgesteld bij een toename van de tiplaagte. De toename van de gemiddelde tiplaagte van 36,4 naar 52,9 m is zodoende gunstig voor beide soorten. Met de grotere rotordiameter van de nieuwe turbines is echter wel de overlap tussen vlieghoogtes en de rotorzones per turbine toegenomen. Die overlap per opgewekt vermogen neemt bij grotere rotordiameters juist af, vooral bij bruine kiekendieven. Dit betekent dat een renovatie met een kleiner aantal turbines met grotere rotoren voor een groter aantal turbines met kleinere rotoren, potentieel gunstig is voor beide soorten, bij een bepaald opgewekt vermogen wind energie. Bij de sanering in Flevoland nemen echter zowel het totale vermogen als het totale rotoroppervlak sterk toe. Bij de vergelijking van de windenergiesituatie in de provincie van 2019 met de toekomstige situatie van 2027 bleek dat de toename van het totale vermogen gepaard gaan met een toename van de gemiddelde rotordiameter en een toename van het totale rotoroppervlak (meer dan verdubbeld). Voor de verticale overlap van de rotoren met de vliegbewegingen van bruine kiekendieven en zeearenden betekent dit voor alle turbines bij elkaar een toename van de 'verticale-overlap-index' van 28% voor bruine kiekendieven en 43,5% voor zeearenden. Door de huidige renovatieplannen voor de provincie nemen de aanvaringsrisico's voor beide soorten zodoende sterk toe als gevolg van de toename in totaal rotoroppervlak, ondanks de verhoging van de tiplaagte en de afname van het aantal turbines. Per vermogen is de situatie in 2027 echter gunstiger dan in 2019, met een afname van de overlap-index per totaal vermogen met 24,4% voor bruine kiekendieven en 14,3% voor zeearenden. Indien de uitbreiding van het totale vermogen in de provincie had plaatsgevonden met de in 2019 aanwezige turbinemodellen in plaats van de geplande grotere en hogere nieuwe turbines, zou de totale verticale-overlap-index een stuk groter zijn geweest dan met de actuele saneringsplannen. Met andere woorden, door de *repowering* in de provincie is met een toename van het opgewekte vermogen ook het aanvaringsrisico voor beide roofvogels toegenomen, maar die toename is beperkt gebleven door de inzet van grotere, hogere turbines in plaats van de lagere, oudere turbinemodellen.

Op basis van de gevonden vliegbewegingen en vlieghoogtes werden potentiële risicogebieden voor windturbineaanvaringen voor beide roofvogels geïdentificeerd. De hoge-resolutie-gps-data van de zeearenden gaven aan dat de arenden regelmatig door de Flevopolders vlogen, waar zich de meeste windturbines bevinden; de dichtheid aan gps-tracks was vooral hoog in de herfst en besloeg een groot deel van Windpark Zeewolde. De vogels passeerden de meerderheid van de turbines meerdere keren. Voor de gezenderde bruine kiekendieven bleek het noordwestelijke rand van de Noordoostpolder een gebied met een

hoge dichtheid aan zenderposities, wat vooral door de locaties waar bruine kiekendieven gezenderd werden te verklaren is (alleen in de Noordoostpolder). De intensiteit aan vliegbewegingen nam sterk af vanaf ongeveer 1 km van nestplekken bij bruine kiekendieven, en sterker bij broedende vrouwen dan bij mannen. Hoewel kiekendieven minder op rotorhoogte vlogen in de buurt van het nest dan verder weg, is de directe omgeving van een nest (< 500 m) door de veel hogere intensiteit van vliegbewegingen een zone met een hoog aanvaringsrisico. Dit resultaat laat zien dat locaties met belangrijke concentraties broedende bruine kiekendieven, zoals in de Oostvaardersplassen, tot op ten minste een halve kilometer vermeden moeten worden.

Er zijn een aantal mogelijkheden om aanvaringsrisico's van de roofvogels met Flevolandse turbines te verkleinen. Een naar verhouding korte stilstandperiode, zoals het stilzetten van turbines tussen 10:00 en 18:00 uur in de maanden april en mei, kan het aanvaringsrisico verminderen met 26% voor bruine kiekendief en 21% voor zeearend. Een dergelijke vermindering van het aanvaringsrisico zou 6% van de totale tijd beslaan en een onbekend verlies van energieproductie opleveren. Maatregelen die elders effectief zijn gebleken, zijn stilstand op basis van cameradetectie van een naderende arend; wat betreft het zwart verven van een turbinerotor moet die effectiviteit voor beide soorten nog bewezen worden. Dergelijke maatregelen zouden zich moeten richten op de turbines met de meeste risicovolle passeerbewegingen.

De in dit rapport gepresenteerde verticale-overlap-index maakt het mogelijk om aanvaringsrisico's tussen verschillende turbinemodellen te vergelijken, maar geeft geen schatting van het te verwachten absolute aantal slachtoffers onder beide soorten. Voor dergelijke schattingen ontbreken op dit moment gegevens over het vlieggedrag van volwassen zeearenden, of het aantal en de locatie van broedparen van bruine kiekendieven in de provincie. Als die beschikbaar komen, kan met de hier gepresenteerde gegevens een schatting worden gemaakt van sterfte en het effect daarvan op de populatieontwikkeling van beide soorten. Bij een completer overzicht van nestplekken van bruine kiekendieven, kunnen op basis van de gps-data van gezenderde kiekendieven bovendien ruimtelijke modellen worden ontwikkeld om habitatgebruik te voorspellen. Datzelfde kan worden gedaan als het vlieggedrag van volwassen zeearenden onderzocht is. Zo kan een verfijning worden gemaakt van risicovolle gebieden en specifieke mitigatiemaatregelen worden voorgesteld die het effectiefst zijn. Dat kan dan het conflict tussen de kwetsbare roofvogels en de ontwikkeling van hernieuwbare energie in de provincie verminderen.

Introductie

In Nederland (en internationaal) krijgt het effect van windparken op vogels steeds meer aandacht, omdat blijkt dat het effect van sterfte door aanvaringen met windturbines kan leiden tot achteruitgang van kwetsbare soorten (Schaub, 2012; Roscioni et al., 2013; Bastos et al., 2016). Roofvogels zijn relatief vaak slachtoffer van windturbines in vergelijking met andere vogelsoorten (Thaxter et al., 2017). Daar komt bij dat de impact van die sterfte op populaties van langlevende, traag reproducerende roofvogels relatief groot is in vergelijking met andere vogelsoorten (Carrete et al., 2009). Sommige soorten roofvogels worden in verhouding tot hun populatiegrootte vaker gevonden als aanvaringsslachtoffer dan andere, en voor kleine of afnemende populaties is die sterfte door aanvaringen met turbines waarschijnlijk belangrijker dan voor grotere, robuuste populaties. In Nederland zijn voorbeelden van soorten met kleine of afnemende populaties respectievelijk zeearend en bruine kiekendief, en beide soorten zijn in Nederland als aanvaringsslachtoffer met windturbines vastgesteld. De zeearend staat als gevoelig op de Nederlandse Rode Lijst, o.a. omdat de populatie erg klein is (Sovon, 2021), terwijl de bruine kiekendief op de Oranje Lijst staat. Beide soorten zijn bovendien als bedreigde soorten opgenomen in de Vogelrichtlijn Bijlage 1.

In Nederland is tot op heden (augustus 2022) viermaal een dode zeearend vastgesteld als slachtoffer van een windturbine (alle onvolwassen zeearenden, waarvan drie in Flevoland; De Roder en Bijlsma 2009; Buij en Jansman, 2019; Van Rijn et al., 2022) en in Duitsland werden van 1980 tot 2021 al 211 zeearenden gerapporteerd als windturbineslachtoffer (388 zeearenden in heel Europa; Dürr, 2021). Voor Nederlandse begrippen lijkt een dergelijke sterfte gezien het kleine aantal zeearenden (ca. 21 paren en 30-40 ongepaarde vogels in 2021; Van Rijn et al., ongepubliceerd) substantieel. In Noorwegen wordt op het eiland Smøla sinds eind jaren 1990 het effect van een windpark onderzocht op overleving en broedsucces van zeearenden (Nygård et al, 2010; Dahl, 2014). Een derde van de sterfte van adulte zeearenden was te wijten aan aanvaringen met windturbines en de overlevingskansen van zeearenden namen af voor broedplaatslocaties binnen een straal van 5 km van het windpark (Dahl, 2014). 4 van 36 gezenderde zeearenden (11%) kwamen binnen 5 jaar na zenderen om door windturbineaanvaringen en het aantal broedparen daalde van 13 naar 5 paren als gevolg van de bouw van het windpark (Nygård et al., 2010).

Bruine kiekendieven werden al eerder vastgesteld als slachtoffer van windturbines, zoals in de Eemshaven (Klop en Brenninkmeijer, 2014). In Europa werden tot op heden veel minder bruine kiekendieven dan zeearenden gemeld als windturbineslachtoffer (Dürr, 2021), maar dat heeft mogelijk vooral te maken met een lagere detectiekans van karkassen van de veel kleinere bruine kiekendief. De bruine kiekendief heeft in Nederland al jaren een afnemende populatie, waardoor extra sterfte door aanvaringen een ongewenst negatief effect kan hebben op de toch al kwetsbare broedpopulatie.

Of en in welke mate de sterfte van bruine kiekendieven en zeearenden door aanvaringen met windturbines een negatief effect heeft op de Nederlandse populaties van deze soorten, is op dit moment onbekend. Daarom zijn er benaderingen nodig die de mogelijke effecten van de energie-infrastructuur kwantificeren en in kaart brengen, zodat waar nodig tijdig maatregelen kunnen worden genomen om sterfte te beperken. Het gaat dan bijvoorbeeld om cameradetectiesystemen en stilstandvoorzieningen op locaties waar aanvaringen het meest waarschijnlijk zijn of het vervangen van turbines van een bepaalde hoogte door die van een andere rotorhoogte en rotordiameter, zodat de aanvaringskans afneemt. In Nederland is er echter, vanwege een gebrek aan kennis over vlieggedrag van roofvogels in relatie tot windturbines in het omliggende landschap, weinig bekend over aanvaringsrisico's in tijd en ruimte (uitzonderingen daargelaten voor grauwe en bruine kiekendieven in Groningen (Schaub et al., 2020)). Bovendien zijn aanvaringsrisico's gevonden op basis van onderzoek in andere landen (en landschappen) en voor niet-moderne windturbines die niet van toepassing zijn op de Nederlandse situatie.

In het algemeen kan gesteld worden dat onderzoek naar de interactie tussen kwetsbare vogelsoorten en windenergie ver achterblijft bij de snelheid waarmee turbines deel worden van het Nederlandse landschap. In veel gevallen worden zeldzame of schaarse soorten als zeearenden en bruine kiekendieven niet beschouwd in

effectrapportages voor energieprojecten, veelal omdat hun sterfte zou vallen in de categorie 'te verwaarlozen' of 'incidentele' sterfte. Wanneer dergelijke sterfte door aanvaringen wel wordt geschat in MERs, zoals met Flux-collision of BAND-modellen (Band et al., 2007; Band en Band, 2012) op basis van zichtwaarnemingen van vogels in het plangebied, is de onzekerheid groot (Ferrer et al., 2012; Grünkorn et al., 2017). In vrijwel alle modelvarianten gaat het om schattingen op basis van distributie en vliegbewegingen van soorten, waarbij de gemiddelde vlieghoogte, het ontwijkingsgedrag en zodoende de aanvaringskans als bekend worden verondersteld. De onzekerheden, zeker waar het gaat om fouten in schattingen van de modelparameters en correctiefactoren, kunnen sterk doorwerken op de uiteindelijke schatting van de risico's (Chamberlain et al., 2006). Monitoringgegevens in Nederland en in het buitenland bevestigen dat het werkelijke aantal slachtoffers vaak sterk verschilt van het voorspelde aantal slachtoffers door aanvaringsmodellen, waardoor de waarde van de voorspellingsmodellen beperkt is (Klop en Brenninkmeijer, 2014; Buij et al., 2018). Om die reden dient betere kennis te worden gegenereerd over vlieggedrag en daarmee aanvaringskansen van kwetsbare vogels in verschillende landschappen, seizoenen en voor specifieke weersomstandigheden.

Toepassing van moderne zendertechnieken bij vogels (gps-telemetrie) voor het onderzoek naar vlieggedrag (zoals vlieghoogte per seizoen en bij variërende weersomstandigheden) draagt bij aan de noodzakelijke verbetering van inschattingen van aanvaringsrisico's en gevoeligheidsanalyses, vooral voor mobiele soorten als roofvogels (hiervoor zijn legio voorbeelden in het buitenland; Schuster et al., 2015). Op basis hiervan kunnen effectieve mitigatiemaatregelen worden ingezet in hoogrisicogebieden. Het gaat dan bijvoorbeeld om: (1) ruimtelijke planning, ofwel gebiedskeuze voor windparken die beter afgestemd is op belangrijke gebieden voor kwetsbare soorten, (2) habitatbeheer, om foeragerende roofvogels uit de buurt te houden van risicovolle turbines (bijvoorbeeld door maaibeheer voor bruine kiekendieven), (3) het zwart verven van een van de turbinerotorbladen (zoals getest in Noorwegen; May et al. 2020), of (4) stilstand van turbines wanneer de aanvaringsrisico's het hoogst zijn of het vervangen van lagere turbines met een kleiner aantal hogere turbines. Het gaat er dan om dat dergelijke maatregelen zo gericht en efficiënt mogelijk kunnen worden ingezet, met minimaal verlies van energieproductie.

In dit rapport is door middel van gps-/gsm-transmittertechnologie het vlieggedrag van onvolwassen zeearenden en bruine kiekendieven van alle leeftijden onderzocht in de provincie Flevoland, bij uitstek een belangrijke provincie voor deze beide soorten. Dit onderzoek behelst de volgende vijf componenten:

1. Evaluatie van vlieghoogte en variatie in de vliegtijd op rotorhoogte door seizoens-, weer- en omgevingsvariabelen

De aanvaringsrisico's voor roofvogels variëren gedurende het jaar, met allerlei factoren die van invloed zijn op vlieggedrag en -hoogte (Nygård et al., 2010; Murgatroyd et al., 2021). Allereerst zijn dat seizoensfactoren: tijdens het voortplantingsseizoen vinden er andere typen vluchten plaats met een andere vlieghoogte dan tijdens andere seizoenen (zoals baltsvluchten), waardoor aanvaringsrisico's dan het hoogst zijn (Nygård et al., 2010). Daarmee samenhangend is de vlieghoogte – en daarmee het risico op een aanvaring met een turbine – ook afhankelijk van afstand tot de nestplek of de specifieke fase van de broedcyclus, zoals baltsvluchten in het voorjaar of voedselvluchten naar en van een nest met eieren of jongen. Omdat bij roofvogels de mannetjes en vrouwtjes een duidelijke rolverdeling hebben gedurende het broedseizoen, zou een van beide geslachten ook weleens vaker op rotorhoogte kunnen vliegen. Weersomstandigheden zijn van grote invloed op vlieggedrag bij roofvogels, die bijvoorbeeld op warme dagen veel meer gebruik kunnen maken van thermiek dan op koudere dagen en daarmee gemiddeld hoger zullen vliegen (Sergio, 2003). Tot slot kan het landschap waarin een vogel navigeert van invloed zijn op zijn vlieghoogte (Murgatroyd et al., 2021). In door mensen gedomineerde landschappen zouden roofvogels weleens gemiddeld hoger kunnen vliegen, omdat ze daar niet foerageren, en daarmee zijn de aanvaringsrisico's ook anders dan in natuurlijke landschappen.

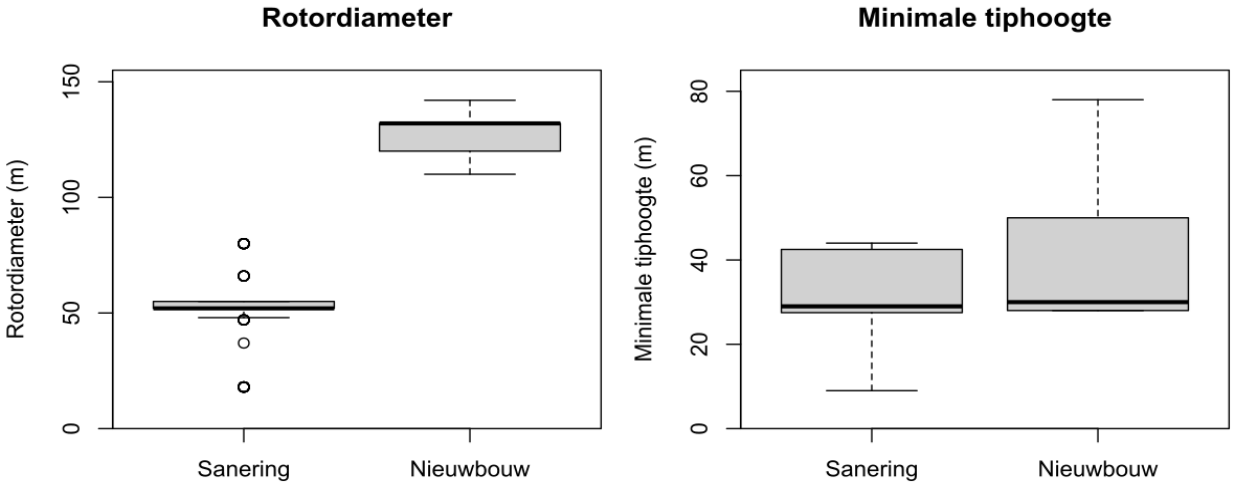
2. Vermijdingsgedrag

Hoewel roofvogels regelmatig slachtoffer zijn van aanvaringen met windturbines, is er een grote verscheidenheid aan mogelijke reacties van vogels op de aanwezigheid van turbines, variërend van vermijdingsgedrag (Plonczkier en Simms, 2012) of helemaal geen vermijding van turbines, zoals bij zeearenden is vastgesteld (Dahl et al., 2013). Vermijdingsgedrag is het veranderen van vliegbewegingen in de nabijheid van turbines en kan de kans op een aanvaring sterk verminderen. Om de risico's op een aanvaring te begrijpen, is het daarom belangrijk om voor zeearenden en bruine kiekendieven de vliegbewegingen in de nabijheid van turbines te onderzoeken. We doen hier een eerste, kwalitatieve analyse van dergelijk vermijdingsgedrag van beide soorten voor turbines van verschillende typen in het onderzoeksgebied.

3. Evaluatie van de aanvaringsrisico's voor turbines van verschillende hoogte van de rotorzone

Windturbines bestaan in allerlei verschillende groottes. In de afgelopen decennia werden turbines met steeds grotere rotordiameters gebouwd, die meer energie produceren. De nieuwe windturbines in Windpark Zeewolde van de Provincie Flevoland hebben bijvoorbeeld een gemiddelde rotordiameter van 132 m, tegenover 52 m bij de oude (te saneren) turbines (Figuur 1). Een tweede belangrijke parameter die zowel bij nieuwe als bij oude turbines sterk kan variëren, is de hoogte van de rotor boven het maaiveld, wat door de ashoogte of de tiplaagte (het laagste punt van de rotor boven het maaiveld) uitgedrukt kan worden. In het projectgebied zuid hebben de nieuwe windturbines tiplaagtes tussen 28 en 78 m (Figuur 1).

Tegelijkertijd zijn de vliegbewegingen van vogels over het algemeen niet evenredig in de verticale ruimte verdeeld (Johnston et al., 2014; Schaub et al., 2020). Daarom hebben de grootte en de hoogte van windturbines potentieel een grote invloed op het aanvaringsrisico van vogels. Het is dus belangrijk om voor zeearenden en bruine kiekendieven de verdeling van de vlieghoogtes te kennen en te onderzoeken wat dit voor het aanvaringsrisico met windturbines van verschillende dimensies betekent. Deze exercitie wordt uitgevoerd voor beide soorten, zodat duidelijk wordt hoe aanvaringsrisico's worden beïnvloed door rotorhoogte, nu en in de toekomst.



Figuur 1 *Vergelijking van de grootte van windturbines in het projectgebied Zeewolde voor en na repowering. De oude, te saneren windturbines (n = 233) hebben een vermogen tussen 0,1 en 2,0 MW en zijn gebouwd tussen 1993 en 2013 (grotendeels 2002-2005); de nieuwe (n = 91) hebben een vermogen tussen 2,5 en 4,2 MW en worden gebouwd vanaf 2021. Bron: Provincie Flevoland 2020.*

4. Analyse van de gps-tracks voor een ruimtelijke aanvaringsrisico bepaling

Verschillen in aanvaringsrisico's met turbines kunnen worden bepaald op basis van de gedetailleerde informatie over vliegbewegingen van de gezenderde roofvogels en ashoogte en locatie van windturbines. Er zijn regelmatig grote verschillen, ook binnen windparken, in het risico op aanvaringen met specifieke turbines (De Lucas et al., 2008). Dat kan komen door de plaatsing van turbines in de buurt van belangrijke voedsel- of nestgebieden, in gebieden waar regelmatig op en neer wordt gevlogen tussen belangrijke voedselgebieden of op plekken waar de topografie van het landschap een bepaalde vlieghoogte waarschijnlijker maakt. Op basis van de gps-tracks van de gezenderde zeearenden en bruine kiekendieven wordt onderzocht welke gebieden met turbines frequent doorkruist worden door beide soorten, en hoe dat verschilt tussen jaargetijden voor de hier jaarrond aanwezige zeearenden. Zo wordt duidelijk welke delen van de provincie en welke turbines meer of minder risicovol zijn voor aanvaringen met jonge zeearenden en bruine kiekendieven van alle leeftijden. Ook wordt onderzocht hoe de intensiteit van vliegbewegingen afneemt met een toenemende afstand tot de nestplekken van bruine kiekendieven. Met behulp van deze analyse kunnen specifieke maatregelen worden getroffen daar waar en wanneer de ingeschatte aanvaringsrisico's hoog zijn voor zeearend en/of bruine kiekendief. Een dergelijke benadering voor het voorkomen van potentiële roofvogelslachtoffers bij minimaal verlies van energieproductie, bijvoorbeeld door gerichte stilstand van risicovolle turbines, is ook al in andere landen met succes toegepast (bijv. Reid et al., 2015; Vasilakis et al., 2017).

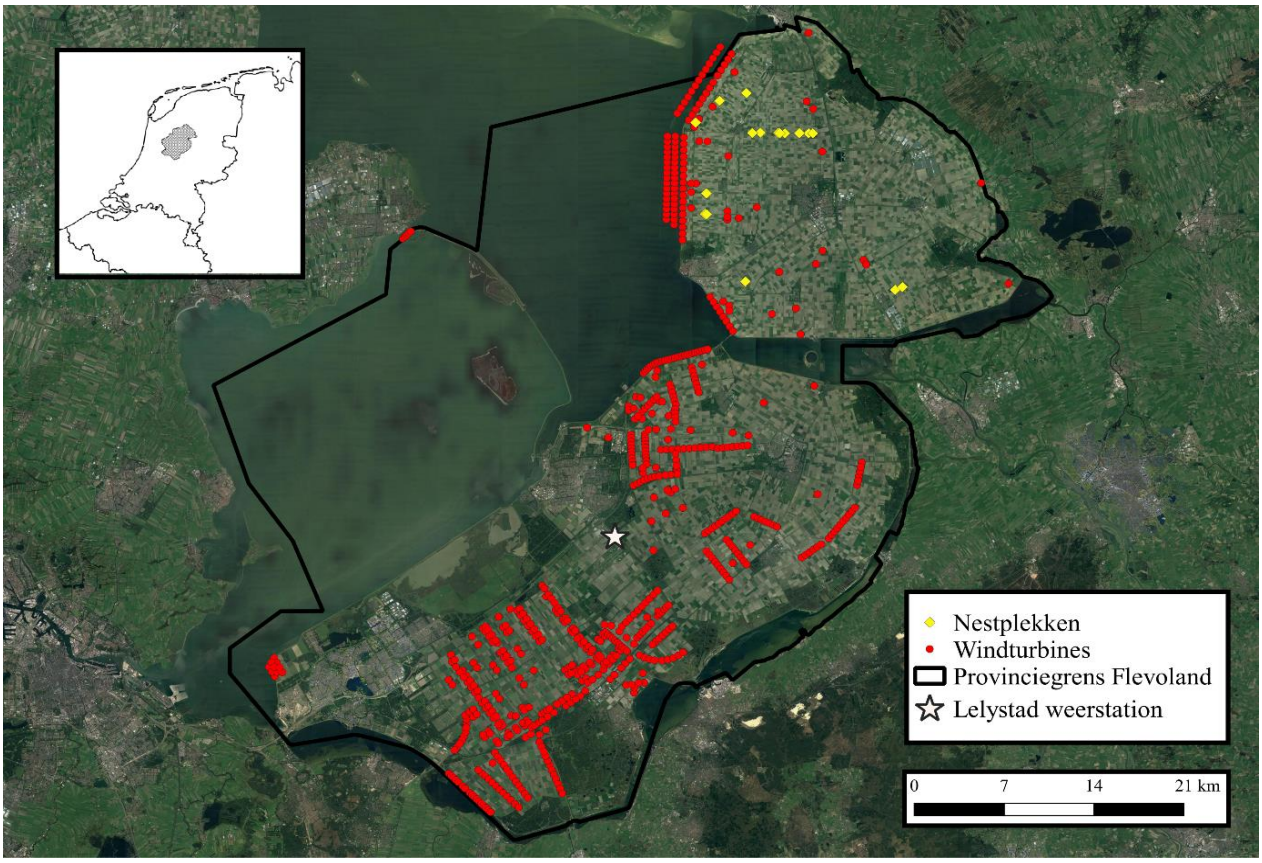
5. Beoordeling van stilstandmaatregelen

Met de analyses van vliegbewegingen en de ruimtelijke gevoeligheidsanalyse kunnen mitigatiemaatregelen worden genomen om aanvaringsrisico's te minimaliseren met zo veel mogelijk behoud van windenergieproductie. Op basis van analyses van relaties tussen deze variabelen en vlieghoogte, wordt voor bruine kiekendief en zeearend uitgezocht hoe hypothetische stilstandmaatregelen tijdens risicovolle condities gevolgen kunnen hebben voor aanvaringsrisico's (aannemende dat die rechtstreeks gerelateerd zijn aan vliegtijd op rotorhoogte) en verlies van energieproductie – uitgedrukt als de proportie van de tijd die de stilstand behelst. De hier opgedane kennis biedt zo de mogelijkheid om aanvaringssterfte op de lange termijn – en dus negatieve effecten op de populaties – specifiek voor twee van de meest iconische en gevoelige broedvogelsoorten in Flevoland te beperken.

Methoden

Studiegebied

De studie omvat de Provincie Flevoland. De provincie heeft een vlakke topografie en bestaat uit 92,2% bouwland. In 2021 staan binnen de provinciegrenzen 717 windturbines met een totale productie van 1533 MW per jaar (Provincie Flevoland, ongepubl. 2021; Figuur 2). Er zijn meer dan 40 typen turbines met verschillende rotorzones, met het laagste punt van het rotorblad op een hoogte variërend van 9 tot 85 meter (gemiddeld 34 meter) en het hoogste punt op een hoogte van 39 tot 220 meter (gemiddelde van 114 meter). De rotorzone is in dit rapport gedefinieerd als het hele hoogtebereik dat door de rotorbladen wordt doorkruist. In de provincie wordt gewerkt aan een renovatie van de turbines die naar verwachting de komende jaren zal worden voortgezet, waarbij de oudere turbines geleidelijk zullen worden vervangen door nieuwe, hogere turbines (zogenaamde *repowering*). Rond 2030 zal dan het aantal turbines met 254 turbines zijn afgenomen.



Figuur 2 *Ligging windturbines (vanaf 2021) en nestplekken van bruine kiekendief (2019-2021) in de provincie Flevoland. Het weerstation van Lelystad is weergegeven met een ster. Bron: Google Maps satellietbeeldbeelden onder ODbL.*

Flevoland herbergt ten minste 8-10% van de landelijke broedpopulatie van bruine kiekendieven (Van Bruggen et al., 2011; P. Schipper, pers. comm., 2019). Bruine kiekendieven broeden merendeels (ca. 50% van de paren) in de natte delen van de Oostvaardersplassen en meer wijdverspreid in de provincie in rietkragen langs vaarten zoals in de Noordoostpolder, en lokaal in akkerland. De Oostvaardersplassen zijn ook belangrijk in de winterperiode (Van Bruggen et al., 2011), terwijl het merendeel van de Flevolandse bruine kiekendieven naar West-Afrika trekt. De landelijke stand bedroeg rond 1970 slechts 100 paren, een dieptepunt als gevolg van pesticidevergiftiging, ontginning van broedgebieden en vervolging (Bijlsma et al.,

2001). Door het beschikbaar komen van nieuwe broedgebieden in Flevoland, het uitbannen van bepaalde pesticiden en afgenomen vervolging herstelde de stand (Dijkstra en Zijlstra, 1997). Na een piek van rond 1450 paren in de jaren 1990 namen de aantallen in de meeste regio's echter weer af. Hierbij spelen factoren mee als verdroging van moerassen, nestpredatie door vossen, afgenomen voedselaanbod in het boerenland en lokaal oplaaiende vervolging (Dijkstra en Zijlstra, 1997). Bruine kiekendieven kunnen in aanvaring komen met windturbines, zoals op basis van slachtoffertellingen uitgevoerd in bijvoorbeeld de Eemshaven en in Duitsland kon worden vastgesteld (Klop en Brenninkmeijer 2014; Dürr 2021).

Zeearenden zijn, in tegenstelling tot bruine kiekendieven, sedentair (niet-migrerend) en volwassen vogels strikt territoriaal, terwijl jonge vogels zwerven tot hun vestiging en daarbij grote omzwervingen kunnen maken (Van Rijn et al., 2020). Het eerste zekere broedgeval van de zeearend in Nederland vond plaats in 2006 in de Oostvaardersplassen (De Roder en Bijlsma, 2009). De soort broedt sindsdien jaarlijks in Flevoland en verspreidt zich langzaam over het land (Van Rijn et al., 2018). Flevoland telde vier broedparen in 2019-2021 (ca. 25% van de Nederlandse broedpopulatie) en vormt de kern van het Nederlandse broedgebied met meerdere paren net buiten de provinciegrenzen en een groeiend aantal niet-broedende vogels (ca. 40-60; Werkgroep Zeearend Nederland, ongepubliceerd). De groei van de Nederlandse broedpopulatie past in de westwaartse uitbreiding van het broedgebied in Duitsland. Uiteindelijk zal sterfte (bijv. door windturbines of door illegale vervolging) en voldoende geschikte en onverstoorde broedhabitat de grootte van de Nederlandse broedpopulatie bepalen, waarbij de populatie in Flevoland van relatief groot belang zal blijven.

Aanbrengen gps-zenders en dataverzameling

Tussen 2019 en 2021 werden elf bruine kiekendieven en vijftien zeearenden gezenderd met gps-/gsm-zenders (verder: gps-zenders) van Ornitela© (https://www.ornitela.com/) (Tabel 1). De volwassen bruine kiekendieven werden in de Noordoostpolder gevangen op hun nesten met jongen in samenwerking met de Stichting Werkgroep Roofvogels Noordoostpolder en Grauwe Kiekendief – Kenniscentrum Akkervogels. De jonge kiekendieven werden gezenderd net voor of rond uitvliegen. Alle zeearenden werden als nestjongen gezenderd rond een leeftijd van 50-60 dagen in Flevoland (Eemmeer, Lepelaarplassen, Oostvaardersplassen, Spijk-Bremerberg) en in andere Nederlandse regio's (Dordtse en Brabantse Biesbosch, Zuid-Veluwe, Haringvliet, Hellegatsplaten, Lauwersmeer, Betuwe). Vier zeearenden werden gezenderd in samenwerking met de Werkgroep Zeearend Nederland, die ook de gegevens voor de overige elf zeearenden beschikbaar stelde. Voor het zenderen werden deze broedparen van zeearend in 2019-2021 vanaf de start van het broedseizoen nauwlettend gevolgd. Hierbij zijn de start van de broedhouding van het vrouwtje en het uitkomen van het broedsel en ontwikkeling van jong(en) van belang op het moment van zenderen te bepalen. Rondom de 50ste dag na uitkomst van het ei zijn jonge zeearenden voldoende volgroeid om te worden gezenderd. Het nestbezoek werd vooraf afgestemd met de terreinbeheerders.

De gps-zenders werden op de roofvogels vastgemaakt met behulp van een geprepareerd harnas of 'rugzakje' van Teflon dat de zender op zijn plaats houdt op de rug van de vogel. Naast het zenderen werden de vogels geringd en gemeten (vleugellengte, gewicht etc.). Volwassen bruine kiekendieven werden vervolgens vrijgelaten op dezelfde plek waar ze werden gevangen. Jonge bruine kiekendieven en zeearenden werden op het nest teruggezet. Op basis van eerdere ervaringen kan redelijkerwijs worden aangenomen dat het ongerief veroorzaakt door het aanbrengen van een zender laag is, d.w.z. er lijkt geen sprake van een verlaagde levensverwachting, een verhoogde kans op predatie, directe schade door het harnas of een verlaagde reproductie als gevolg van het zenderen. Ook zijn de zenders lichter dan zenders voorheen gebruikt in andere landen, hoewel met zwaardere zenders in Duitsland en Noorwegen bij zeearenden ook geen negatieve effecten konden worden vastgesteld (O. Krone, pers. comm., 2019). De gebruikte zenders (incl. tuigje) wogen < 3-5% van het lichaamsgewicht van de vogels. Vergunningen voor het vangen en zenderen van roofvogels vielen onder het zenderplan zoals dat is goedgekeurd door de dierproef-/welzijnscommissie IvD van de WUR (Experiment nummer 2017.D-0045.004, projectnummer 2017.D-0045) in geval van de bruine kiekendieven. De zeearenden zijn gehanteerd op het nest en gezenderd onder de projectontheffing van Sovon Vogelonderzoek (CCD-projectnummer AVD250002015200) voor de Wet op Dierproeven en onder ontheffing in het kader van de Wet Natuurbescherming van het Vogeltrekstation. In overleg met Provincie en terreineigenaren (Stichting Flevo-landschap, Staatsbosbeheer en Natuurmonumenten) zijn vergunningen aangevraagd voor het zenderen op hun terreinen.

De OT-20B- en OT-15B-zenders werden gebruikt voor respectievelijk kiekendiefvrouwen en -mannen. Voor de zeearenden zijn zowel de OT-50B- als de OT-E50-modellen gebruikt. De gps-zenders registreerden de volgende gegevens: breedtegraad, lengtegraad, hoogte boven zeeniveau zowel op basis van luchtdruk (hierna barometrische hoogte) als gps-locatie (hierna gps-locatiehoogte), momentane tweedimensionale snelheid, datum en tijd. Virtuele geografische zones, zogenaamde *geofences* of gedefinieerde gebieden waar gps-zenders automatisch de instellingen wijzigen naar een hogere frequentie (doorgaans 3 seconden) van geregistreerde gps-posities (verder: 'fixes'), werden gebruikt om gegevens met een hoge resolutie te verzamelen in en rond windparken. Daarnaast werden hoge-resolutie-data met een interval van 3 seconden ook tijdens blokken van 0,5-3 h verzameld, die op toevallige momenten van de dag werden toegepast. Bij beide soorten zijn er ook perioden waarin de tussenpozen tussen fixes langer waren dan 5 minuten. Bij een lagere batterijspanning verzamelt een zender minder of tijdelijk geen data, wat met name voorkomt in de winter met weinig zonlicht. Bij bruine kiekendiefvrouwen liep de batterijspanning ook terug gedurende de incubatie- en vroege nestfasen, waarin ze minder mobiel waren.

Bewerking van de dataset voor analyse

De gegevens tot 30 juni 2021 werden geselecteerd voor de analyse van parameters die van invloed zijn op vlieghoogte, en tot 22 november 2021 voor alle andere analyses. De studieperiode werd gedefinieerd als de periode waarin de individuen in het studiegebied aanwezig waren; dat is het broedseizoen voor de bruine kiekendieven, maar jaarrond voor de onvolwassen zeearenden. De eerste datums met zenderdata voor zeearend waren op 23 mei 2019 en voor bruine kiekendief op 28 juni 2019. Alleen de data binnen de begrenzing van de Provincie Flevoland, inclusief een buffer van 5 km, zijn gebruikt. De gebruikte definitie voor hoogresolutie-zenderdata waren die posities met een tijdsinterval van < 20 sec (bij een interval onder de 20 seconden blijft de gps-module aanstaan en is de nauwkeurigheid van de locatie en hoogtebepaling hoger dan bij lagere frequentie van data; R. Zydelis/Ornitela, persoonlijke mededeling, 2020).

De gps-fixes werden vervolgens geclassificeerd als 'in de vlucht' of 'stationair' op basis van de momentane tweedimensionale snelheid, gebaseerd op het feit dat deze variabele bij beide soorten een twee-piekverdeling vertoont. De eerste piek, bij geen tot erg lage snelheid, komt dan overeen met een stilzittende vogel en de tweede piek met een vliegende vogel. De tussenliggende snelheden die zijn toegepast als drempel om te bepalen of de vogel vloog of stil zat, zijn als volgt: bruine kiekendief laagresolutie >7 km/h voor vlucht; bruine kiekendief hoogresolutie >2 km/h; zeearend laagresolutie >7 km/h; zeearend hoogresolutie >5 km/h). Voor analyse van factoren die van invloed zijn op vlieghoogte zijn, naast de kortere tijdsperiode, ook andere grenswaarden gehanteerd, namelijk 4 km/h voor bruine kiekendief en 5 km/h voor zeearend, en er werd bovendien geen verschil gemaakt tussen hoge en lage resolutie data.

De posities in de vlucht werden geïdentificeerd op basis van door de gps gemeten snelheid, waarbij de minimale snelheidsverdeling tussen de twee pieken als grenswaarde is gebruikt. Een deel van de posities is verwijderd op basis van de snelheid van de verplaatsingen, waarbij twee criteria zijn gebruikt:

a. De intervalsnelheid, ofwel de afstand gedeeld door tijd tussen opeenvolgende posities: posities met voorafgaande interval snelheid van > 25 m/s werden verwijderd (13 keer herhaald, in totaal werden 424 posities verwijderd).
b. Puntsnelheid, ofwel de door de gps gemeten snelheid op posities: de posities met een snelheid van > 25 m/s werden verwijderd (134 posities).

Om homogenere datasets voor de analyses te verkrijgen, werd een subsampling-procedure toegepast met minimum-intervallen tussen opeenvolgende gps-posities van 5 en 30 minuten.

Bepaling van de vlieghoogte

De hoogte van de zenders boven zeeniveau werd bepaald op twee manieren: de barometrische hoogte op basis van de barometrische druk gemeten door de barometersensor in de zenders en de gps-locatiehoogte met de gps-data. Op basis van de barometrische druk kan de vlieghoogte worden berekend, rekening houdend met de heersende luchtdrukomstandigheden (Cleasby et al. 2015; Péron et al. 2020).

De barometrische druk-data waren beschikbaar voor alle individuen, behalve drie zeearenden uit 2019. Bij een vierde zeearend uit 2019 werden grotere afwijkingen in barometrische hoogtes vastgesteld; deze is daarom ook niet meegenomen bij de bepalingen van de barometrische hoogtes.

De zenders van Ornitela© gebruiken een barometrische hoogteformule om de hoogte in meters te verkrijgen uit de gemeten luchtdruk, gebaseerd op een referentieluchtdrukwaarde op zeeniveau van 1013,25 hPa (P_0). Desalniettemin is de onbewerkte barometrische hoogtemeting erg onnauwkeurig, omdat er geen rekening wordt gehouden met de lokale luchtdruk en temperatuur ten tijde van de meting. Daarom is verdere gegevensverwerking noodzakelijk. Eerst werd de luchtdruk voor elke fix verkregen met behulp van de volgende formule van Heuck et al. (2020):

$$P_z = P_0 \cdot \left(1 - \frac{Z_{BAR}}{44330.77\text{m}}\right)^{5.255877}$$

Hier is P_z de druk op een bepaalde hoogte z boven zeeniveau; P_0 is de referentieluchtdruk (1013,25 hPa) en Z_{BAR} is de barometrische hoogte (boven zeeniveau) die door de barometersensor van de zender in meters wordt gegeven. De hoogte boven zeeniveau is vervolgens gecorrigeerd voor het lokale weer (temperatuur en luchtdruk) met behulp van de formule van Péron et al. (2020):

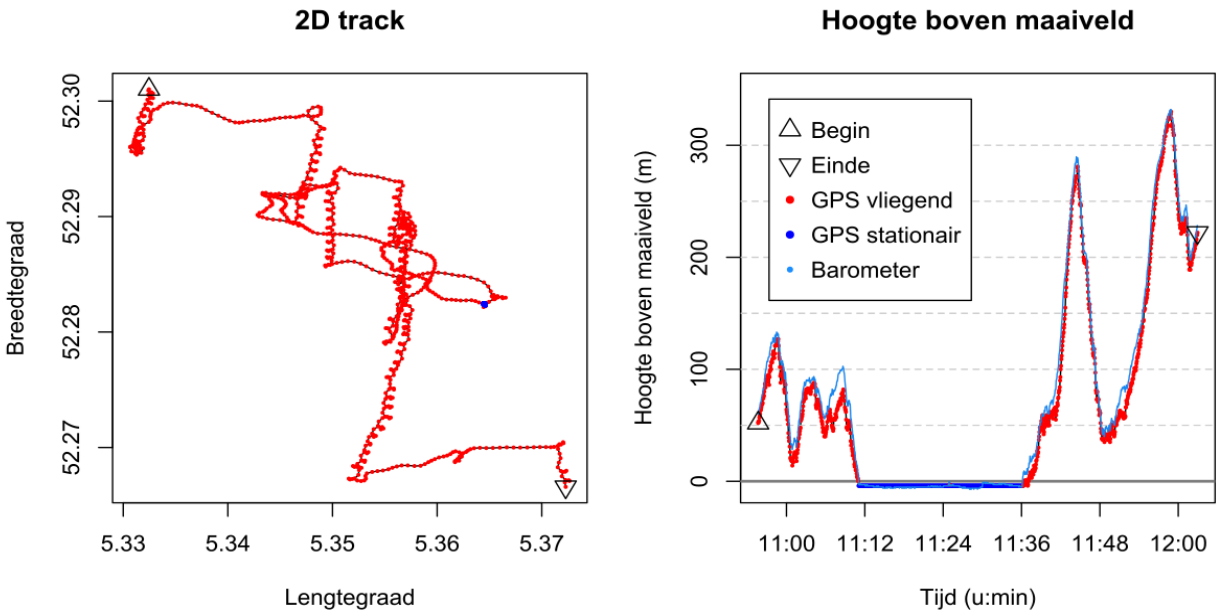
$$z = c \cdot T \cdot \log(P_{REF}/P_z)$$

Waarin z de hoogte is boven zeeniveau in meters; c is een kalibratieconstante die grotendeels afhangt van de samenstelling van de lucht (c=R/g·M; waarbij R de universele gasconstante is [8.314472 J·K-1·mol-1], g is de zwaartekracht van de aarde [9.80665 m2 ·s-1] en M is de molaire massa van lucht [0,0289644 kg·mol-1]). T is de luchttemperatuur in Kelvin, P_{REF} is de luchtdruk op een referentiehoogte.

Om de hoogte te corrigeren voor het lokale weer (T en P_{REF}) is gebruikgemaakt van weergegevens verzameld door het weerstation van het Koninklijk Nederlands Meteorologisch Instituut (KNMI) in Lelystad, dat elk uur volledige weergegevens op grondhoogte registreert. Om deze reden zijn alleen de fixes in een straal van 50 km rond het weerstation in Lelystad geanalyseerd. De hoogte boven het maaiveld werd bepaald door de hoogte van de grond boven zeeniveau af te trekken van de hoogte van de vogel boven zeeniveau (z). Als terreinmodel werd hiervoor het globale model SRTM3 gebruikt met een resolutie van 90x90 m (Jarvis et al., 2008).

Om te evalueren hoe nauwkeurig de hoogtewaarden zijn, werd de gemeten hoogte boven het maaiveld tijdens stationaire periodes bij bruine kiekendieven geanalyseerd (Schaub et al., 2020; Thaxter et al., 2017). Bij de bruine kiekendieven kan op basis van het soortspecifieke gedrag worden aangenomen dat de echte hoogte tijdens stationaire periodes (nagenoeg) nul is (bruine kiekendieven zitten doorgaans op de grond of in lage struiken, bijna nooit in hogere bomen of op gebouwen). De nauwkeurigheid van bij hoge resolutie gemeten gps-hoogtes was hoger dan die van de barometrische hoogtewaarden. De gemiddelde afwijking van 0 tijdens stationaire periodes was 7,2 m voor gps-hoogtes tijdens hoge- resolutie-datasets (95%-Quantil 17 m) en 12 m voor de barometrische hoogtes (95%-Quantil 22,2 m). (Een voorbeeld van een hoge-resolutietrack met de verloop van gps-hoogtes en barometrische hoogtes is in Figuur 3 getoond.) Desondanks werd ervoor gekozen om voor de analyses van de vlieghoogtes de barometrische hoogtewaarden te gebruiken, omdat zo een grotere onafhankelijke steekproef beschikbaar was – hoge-resolutiedata hebben namelijk te kampen met een hoge autocorrelatie, omdat het allemaal opeenvolgende posities zijn – en de gegevens beter over de dag en het jaar verdeeld zijn. Uitzondering hiervoor was de analyse van vermijdingsgedrag, waarvoor de gps-vlieghoogte werd gebruikt.

Er was een kleine afwijking van de barometrische hoogtewaarden tijdens stationaire periodes (mediaan hoogte -11,2 m voor de gecorrigeerde barometrische hoogte i.p.v. -5 m en -4 m voor de gps-hoogtewaarden; Figuur 3). Deze afwijking werd bij hoogten gemeten tijdens vliegen niet vastgesteld (mediaan afwijking barometrische-gps-hoogte stationair -6,3 m vs. in vlucht +4,1 m; n = 351.547 en 776.326 voor beide soorten samen).



Figuur 3 *Voorbeeld van hoge-resolutievliegtrack van rond 1 uur van zeearend met zender 182844 in Zuidelijk Flevoland (16-09-2020 10:55-12:03; n = 1347 GPS-posities). Links: 2D-aanzicht van de track (opschroefbewegingen goed zichtbaar); rechts: hoogteprofiel van de track met gps-hoogtes en barometrische hoogtes.*

Tabel 1 *Gps-trackingdata van zeearenden (ZA) en bruine kiekendieven (BK) gebruikt voor deze studie, met leeftijd van de vogels tijdens zenderen (in kalenderjaren, kj) en aantal jaren van studie en positiegegevens verkregen met hoge resolutie en bij intervallen van 30 en 5 minuten.*

Individu	Soort	Leeftijd	Aantal posities per interval				Aantal volg-jaren
			Totaal	Hoge resolutie	30 minuten interval	5 minuten interval	
54	BK	1kj	14977	9675	1353	5075	2
55	BK	>2kj	18186	9979	2258	7456	1
56	BK	>2kj	88628	62816	6594	24423	2
70	BK	>2kj	154837	117762	9934	35024	3
71	BK	1kj	24452	15405	4038	8882	3
76	BK	>2kj	15733	5418	2661	8382	1
78	BK	>2kj	36662	28014	2767	8564	2
79	BK	>2kj	46168	35558	2054	9847	1
81_2019	BK	1kj	16360	10183	1880	5978	1
81_2020	BK	1kj	3204	2020	827	1187	1
82	BK	>2kj	180877	140698	8131	37740	2
83	BK	>2kj	165666	130357	6914	32012	2
Doesburg_2020	ZA	1kj	37920	9287	5378	26625	1
Dordtse_Biesbosch_2019	ZA	1kj	20937	16874	842	3802	2
Eemmeer_2020_man	ZA	1kj	63284	30979	8392	29810	2
Eemmeer_2020_vrouw	ZA	1kj	78647	51894	6487	24879	2
Hellegatsplaten_2019	ZA	1kj	5582	3553	384	1841	1
Lauwersmeer_2020	ZA	1kj	78	54	5	22	1
Lepelaarplassen_2019	ZA	1kj	162995	124374	9251	36533	3
Makkum_2021_man	ZA	1kj	3735	3387	70	369	1
Makkum_2021_vrouw	ZA	1kj	165		31	155	1
Oostvaardersplassen_2020	ZA	1kj	106475	79820	7048	25794	2
Spijk-Bremerberg_2019	ZA	1kj	180431	141941	10294	37112	3
Spijk-Bremerberg_2020	ZA	1kj	71819	46813	6830	23848	2

Vliegtijd op rotorhoogte
Om de hoeveelheid tijd die de vogels doorbrachten met vliegen in het algemeen en specifiek op rotorhoogte te berekenen, werden de daglicht-fixes gesubsampled met een interval van 10 minuten tussen fixes, om autocorrelatie te verminderen. De daguren werden verdeeld in periodes van één uur, omdat de vliegbewegingen niet gelijkmatig over de dag waren verdeeld. Het aantal fixes in de vlucht werd vervolgens gedeeld door het totale aantal fixes voor elke periode van één uur. Voor de vliegtijd werd het gemiddelde van alle één-uur perioden berekend. Voor bruine kiekendieven werden de berekeningen apart uitgevoerd voor volwassen mannen, volwassen vrouwen en juvenielen (drie groepen met een totaal van 11.767 fixes). Voor zeearenden werden de gegevens van alle dieren gecombineerd per seizoen (winter: december-februari, lente: maart-mei, zomer: juni-augustus en herfst: september-november). Hierbij is verondersteld dat het geslacht van de vogels geen belangrijk effect zou hebben op het vlieggedrag van de onvolwassen zeearenden.

Voor de bepaling van vliegtijd op rotorhoogte werd gebruikgemaakt van een buffer van 5 m boven en onder de respectievelijk hoogste en laagste rotorpunthoogte van de turbines in de provincie Flevoland. De buffer houdt rekening met de onnauwkeurigheid van de geregistreerde vlieghoogte en ook voor het feit dat roofvogels in theorie kunnen sterven zonder rechtstreeks door rotoren geraakt te worden (barotrauma; Schaub et al., 2020). Voor deze analyse werd een 'algemene rotorzone' voor het studiegebied van tussen de 25 en 225 m hoogte boven maaiveld gebruikt. Hierbij is uitgegaan van de bestaande afmetingen van de Flevolandse windturbines in 2021 en met uitsluiting van de kleinere typen turbines die zullen verdwijnen of al zijn verdwenen (Directie Strategie en Beleid van de Provincie Flevoland – Provincie Flevoland, niet gepubliceerde gegevens 2021).

1. Evaluatie van vlieghoogte en variatie in de vliegtijd op rotorhoogte door seizoens-, weer- en omgevingsvariabelen

Om te evalueren hoe de vlieghoogte van de roofvogels werd beïnvloed door omgevingsfactoren, werden alle gps-fixes gekoppeld aan variabelen die de vlieghoogte zouden kunnen beïnvloeden: weersomstandigheden, nabijheid van de dichtstbijzijnde turbine, tijd van het jaar; en voor bruine kiekendieven de periode van de broedcyclus en afstand tot het nest wanneer sprake was van actieve nesten (met eieren of jongen).

Voor deze analyse werden weergegevens (temperatuur, windsnelheid en neerslag) gebruikt van het weerstation Lelystad van het KNMI. Temperatuur en windsnelheid werden berekend als gestandaardiseerde (gemiddelde van 0 en standaarddeviatie van 1) continue variabelen, terwijl neerslag werd meegenomen in de analyse als een binaire factor (0 = geen regen, 1 = regen; > 80% van de fixes vonden plaats bij droog weer). Ten slotte is besloten om de temperatuur uit te drukken in kwadratische termen in het geval van de bruine kiekendief, aangezien de relatie tussen temperatuur en de vlieghoogte voor deze soort duidelijk niet lineair was (dit was niet het geval voor zeearend).

Om de nabijheid van een windturbine als voorspellende variabele voor vlieghoogte te beoordelen, is bepaald of de fixes zich binnen of buiten (0 = erbuiten, 1 = erbinnen) een buffer met een straal van 500 meter van de turbines bevonden. Hiervoor is gebruikgemaakt van de locatie van de turbines die zijn verzameld door de Directie Strategie en Beleid van de Provincie Flevoland (Provincie Flevoland, niet gepubliceerde gegevens 2021).

De vlieghoogte bij bruine kiekendieven werd verondersteld mede bepaald te worden door de afstand waarop de vogel zich van het nest bevond en de periode van de broedcyclus. Bij de bruine kiekendieven werden metingen verricht aan de nestjongen bij het ringen (Werkgroep Roofvogels Noordoostpolder, ungepubl. 2021) en werd de locatie van het nest vastgelegd. Hierdoor kon de timing van de eileg worden bepaald op basis van de leeftijd van de jongen bij ringen en de gemiddelde duur van de incubatieperiode. Voor de afstand van iedere fix tot het nest is een binaire factor (dichtbij of ver weg) gebruikt met een drempelwaarde van 500 m. Het broedseizoen is opgedeeld in 5 fasen: pre-eileg, incubatie, nestfase, vroege uitvlieg- en late uitvliegfase. Hierbij zijn 30, 40 en 14 dagen (Bauer et al., 2005; Kitowski, 2009) als de duur van respectievelijk de incubatie-, nest- en vroege uitvliegperiode gebruikt. De pre-eilegperiode werd vastgesteld

vanaf het moment dat de vogel in het studiegebied arriveerde tot de start van het bebroeden van de eieren. De late uitvliegperiode eindigde als de vogel wegtrok uit het broedgebied. Een van de bruine kiekendieven had een mislukte broedpoging, maar is toch opgenomen in de dataset. Voor deze vogel kon de pre-eileg en incubatieperiode worden bepaald op basis van de gps-trackingdata. Daarna werden alle fixen toebedeeld aan de categorie 'mislukte broedpoging'. Om de seizoensinvloeden verder te beoordelen, is eveneens voor elke fix de datum bepaald met behulp van het R-pakket *lubridate* (Grolemund en Wickham, 2011), aangezien de vliegactiviteit niet alleen tussen de seizoenen kan variëren, maar ook in de loop van de broedfasen (Dahl et al., 2013).

Voor de jonge zeearenden is een variabele opgenomen die rekening houdt met de algemene verschillen in foerageer- en energieverbruik gedurende het jaar, aangezien de zeearend-gegevens jaarrond werden verzameld. Hiertoe werden voor zeearenden de gps-gegevens toegewezen aan het overeenkomstige seizoen (winter: 1 december tot en met 28 februari, lente: 1 maart tot en met 31 mei, zomer: 1 juni tot en met 31 augustus en herfst: 1 september tot en met 30 november).

Verder is verondersteld dat de vlieghoogte verschilde tussen habitattypen bij de zeearend (May et al., 2013). Deze toewijzing van fixes aan habitat werd alleen voor zeearend toegepast, omdat jonge zeearenden in tegenstelling tot broedende bruine kiekendieven grote afstanden afleggen en daarbij in verschillende habitattypen terechtkomen (Rymešová et al. 2021); bij de bruine kiekendieven was er daarentegen bijna uitsluitend gebruik van landbouwgebied gedurende de zomer. Voor zeearenden is daarom elke fix toegewezen aan 'antropogeen gebied' (landbouw of bebouwde kom) of 'natuurgebied' (bossen, wetlands en wateren). Het habitattype is bepaald met behulp van de Corine Land Cover 2018-versie (CLC2018).

Om de verdeling van de vlieghoogte en de mogelijke verklarende effecten van de voorspellende variabelen te bestuderen, werden verschillende Generalized Linear Mixed Models (GLMM's) gebruikt, met een maximale waarschijnlijkheid met behulp van de Laplace-benadering en met een binomiale verdeling, een logit-linkfunctie en individu en jaar als willekeurige effecten met behulp van het *lme4*-pakket in R (Bates et al., 2011. Om het effect tussen de variabelen met meerdere factoren te bestuderen, werden Tukey-tests uitgevoerd.

In een eerste set modellen (voor zeearend en bruine kiekendief afzonderlijk), vanaf nu vliegfixes-modellen genoemd, was de responsvariabele de vlieghoogte, categorisch onderverdeeld in binnen of buiten de rotorzone (van 25 tot 225 meter in Flevoland; Tabel 2). In een tweede reeks modellen, vanaf nu alle fixes-modellen genoemd, werden ook stationaire fixes meegenomen om een beter idee te krijgen welke rol de verklarende variabelen hebben in de tijd. Deze keer was de responsvariabele de totale tijd, onderverdeeld naar vliegen op rotorhoogte, buiten rotorhoogte of stilzitten.

Fixes werden geclassificeerd naar periode van de dag ('s nachts of overdag, inclusief schemering voor de bruine kiekendief) met behulp van het R-pakket *maptools* (Bivand et al., 2022). Om de eerste set modellen uit te werken, werden alleen fixes in de vlucht geselecteerd, terwijl in de tweede set alle fixes overdag (vliegend en stationair) werden geselecteerd, voordat ze in beide gevallen werden gesubsampled met een minimum van 10 minuten tussen de fixes om temporele autocorrelatie te verminderen. In beide sets van modellen voor de bruine kiekendieven werden, vanwege de aanwezigheid van reproductieve variabelen (broedfase en afstand tot nest), de gegevens van de drie juvenielen in hun eerste kalenderjaar uitgesloten van de analyse.

Voor de vliegfixes-modellen bevatten de definitieve datasets 25.280 fixes voor 17 individuele broedseizoenen in het geval van de bruine kiekendieven en 7.019 fixes voor de onvolwassen zeearenden. Bij bruine kiekendieven was 22% van de hoogtewaarden negatief (6.2% bij de zeearenden). Dit verschil tussen de soorten is te verklaren door de gewoonte van kiekendieven om op lagere hoogte boven de grond te jagen dan zeearenden (Schaub et al., 2020). Toch had bij bruine kiekendieven minder dan 1,6% van de fixes een hoogtewaarde van < -10 meter. Het weglaten van de fixes met een negatieve hoogtewaarde zou resulteren in een opmerkelijk scheve vertekening in de verdeling van fouten, een kunstmatige selectie van de punten op grotere hoogte en een verkleining van de steekproefomvang (Péron et al., 2020; 2017), daarom zijn die fixes meegenomen in de analyse. Voor alle fixes-modellen gold hetzelfde. In totaal 78.219 fixes zijn gebruikt voor de bruine kiekendieven en 52.852 voor de onvolwassen zeearenden. Zoals verwacht – omdat ook

stationaire punten waren meegenomen – steeg de proportie negatieve hoogtewaarden tot bijna 69% in het geval van de bruine kiekendief en 39% voor de zeearend, maar waarden met een hoogte < -15 m waren te verwaarlozen (< 0,5% van het totaal voor beide soorten).

De fit van ieder model werd grafisch beoordeeld door waargenomen en gefitte waarden te vergelijken zoals uitgelegd in Korner-Nievergelt et al. (2015, blz. 132-135). Een goede fit wordt bereikt wanneer de gegevens gemiddeld (vergeleken met nullen en enen) gelijk zijn aan de gefitte waarden. Bovendien werd het R-pakket *Dharma* (Hartig en Hartig, 2017) gebruikt om de restverdeling te beoordelen en een controle te doen van eventuele problemen met betrekking tot de spreiding, inflatie of uniformiteit met behulp van een simulatie gebaseerde benadering voor de gemaakte modellen (1000 simulaties voor elk model). In sommige gevallen werd meer dan één model gebruikt vanwege het bestaan van een correlatie tussen variabelen (bijvoorbeeld broedperiode en dag van het jaar).

Tabel 2 *Overzicht van de variabelen gebruikt in de Generalized Linear Mixed Models (GLMM's) om de vlieghoogte van bruine kiekendieven en onvolwassen zeearenden te bestuderen. Rotorzone: hoogtes van 25-225 m van draaiende turbinerotoren. **In alle modellen werden bovendien jaar en individu-ID opgenomen als willekeurige factoren (random effects), op voorwaarde dat ze significant bijdroegen om de variantie van de gegevens te verklaren.*

Model type	Afhankelijke variabele	Verklarende variabelen**	Data
Bruine kiekendief			
Vliegfixes	Vliegend binnen of buiten de rotorzone	Windsnelheid, neerslag, temperatuur, tijd van de dag, dag van het jaar, afstand tot dichtstbijzijnde turbine, geslacht, broedfase, afstand tot het nest	Fixes in vlucht overdag met een tijd van 10 minuten tussen fixes (N= 25.280 fixen)
Alle fixes	Vliegen binnen de rotorzone; vliegen buiten de rotorzone; of stilzitten	Als vorige model	Fixes overdag met een tijd van 10 minuten tussen fixes (N= 78.219)
Zeearend			
Vliegfixes	Vliegend binnen of buiten de rotorzone	Windsnelheid, neerslag, temperatuur, tijd van de dag, dag van het jaar, afstand tot dichtstbijzijnde turbine, habitat, seizoen	Fixes in vlucht overdag met een tijd van 10 minuten tussen fixes (N= 7.014)
Alle fixes	Vliegen binnen de rotorzone; vliegen buiten de rotorzone; of stilzitten	Als vorige model	Fixes overdag met een tijd van 10 minuten tussen fixes (N= 52.852)

2. Vermijdingsgedrag

Bij het evalueren van aanvaringsrisico's is vooral van belang hoe de vogels zich gedragen in de buurt van turbines en of ze hun vliegrichting en -hoogte aanpassen zodanig dat ze buiten de risicozone van de turbines blijven. Om inzicht te krijgen in mogelijk vermijdingsgedrag van beide soorten in de buurt van turbines, is de dichtheid van locaties rondom turbines en de hoogte waarop de vogels vlogen op toenemende afstand van turbines bepaald met de beschikbare hoge-resolutiezenderdata. Hiervoor is gebruikgemaakt van de hoogte op maaiveld op basis van de door de gps gemeten hoogte boven zeeniveau (voor de hoge-resolutiedata zijn de hoogtemetingen van de gps-zender nauwkeuriger dan voor lagere resolutiedata). Door middel van de R-functie make_track() (R-pakket: amt; Signer et al., 2019) is van alle hoge-resolutiedata voor ieder individu een track gemaakt. Deze tracks zijn gesubsampled door middel van de functie track_resample() (R-pakket: amt; Signer et al., 2019), waarbij als maximale afstand tussen verschillende locaties 3 seconden is gebruikt. Omdat beide soorten een ander type turbine frequenter bezoeken, zijn de vervolgstappen verschillend per soort.

Voor bruine kiekendief zijn vervolgens alle gps-punten verbonden met de coördinaten van het meest bezochte type turbine, de Enercon E-136 (hoogte: 135 m, rotordiameter 127 m), door middel van de functie expand.grid.df (R-pakket reshape; Wickham en Wickham, 2015). Hierna is door middel van de functie deg.dist (R-pakket: fossil; Vavrek, 2020) de afstand van ieder gps-punt tot alle turbines van het type Enercon E-136 bepaald in meters. Vervolgens zijn alleen de gps-punten met een afstand van 508 m (vier keer de rotordiameter) geselecteerd doormiddel van de functie subset (R-pakket base). De na selectie overgebleven gps-punten van alle twaalf bruine kiekendieven zijn vervolgens geplot door middel van de functie ggplot (R-pakket ggplot2 (Wickham en Chang, 2016), waarbij we gebruik hebben gemaakt van de 2D kernel density estimation functie (R-pakket MASS (Ripley et al., 2013)) om zo de dichtheid aan gps-punten in de nabijheid van de turbines weer te geven (Slowikowski, 2017). Dezelfde analyse is uitgevoerd voor het turbine type TW600, die een ashoogte van 50 m heeft en een rotordiameter van 43 m. Hierbij zijn alleen gps-punten binnen 172 m (vier keer de rotordiameter) geselecteerd.

Voor de gezenderde zeearenden is dezelfde analyse uitgevoerd, maar omdat de zeearenden een groter gebied gebruikten, is er een groter aantal type turbines bezocht. Om deze reden is een selectie uitgevoerd op basis van de ashoogte van turbines. Vervolgens zijn alleen de gps-punten geselecteerd met een afstand tot vier keer de maximale rotorlengte binnen de turbine typen met deze ashoogte. Voor de turbines met ashoogte 55 was dit 200 (4 x 25 m), voor de turbines met een as hoogte van 70 was dit 320 m (4 x 80 m) en voor de turbines met een hoogte van 135 m was dit 508 m (4 x 127 m).

3. Evaluatie van de aanvaringsrisico's voor turbines van verschillende hoogte van de rotorzone

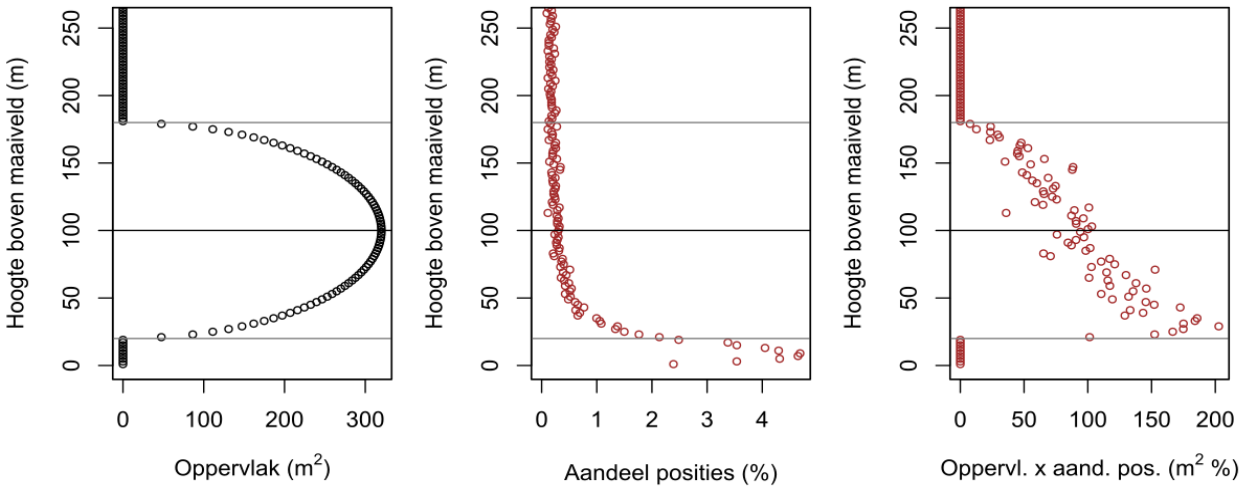
Voor beiden soorten werden de hoogtewaarden op basis van de barometrische metingen uit de op een interval van 5 minuten gesubsampelde dataset gebruikt (zie algemene methoden). In totaal waren dit respectievelijk 42.729 en 10.543 hoogtewaarden voor respectievelijk twaalf en acht gezenderde bruine kiekendieven en zeearenden.

Om de verdeling van de vlieghoogte van de twee soorten te beschrijven, werd per hoogtevak van 10 m boven maaiveld het aandeel gps-posities berekend. Daarnaast werd voor de 'algemene rotorhoogtezone' (zone die de rotoren van de meeste windturbines omvat) van 25 tot 225 m het aandeel posities bepaald.

Om het effect van de grootte van een windturbine op het aanvaringsrisico te onderzoeken, werd de 'overlap' tussen de vlieghoogtes van de vogels en de hoogtes, waar zich de rotoren van de windturbines bevinden, berekend. Dit concept gaat ervan uit dat het aanvaringsrisico per turbine groter wordt als deze 'verticale overlap' groter is, dat wil zeggen dat de vogels meer tijd doorbrengen in de hoogtezone van de rotoren, *indien alle andere factoren gelijk blijven*. In de praktijk is dit laatste punt niet per se het geval, een grotere rotordiameter gaat bijvoorbeeld over het algemeen gepaard met een kleinere rotatiesnelheid van de rotor, die wederom waarschijnlijk een reductie van het aanvaringsrisico betekent. Daarnaast staan grotere turbines meestal verder uit elkaar, wat mogelijk van invloed is op het ontwijkingsgedrag of het aantal vliegbewegingen binnen het windpark. Daarom moeten de resultaten met een zekere voorzichtigheid geïnterpreteerd worden (zie Discussie). Een andere vereenvoudiging is dat wij de verdeling van *alle* vlieghoogtes gebruiken om de verticale overlap te kwantificeren, en niet alleen die van posities in de nabijheid van turbines. Met de mogelijkheid dat de verdeling van vlieghoogtes in de nabijheid van turbines verschilt met die op grotere afstanden wordt hier dus geen rekening gehouden. Dit zou echter alleen een effect op de resultaten in deze analyse hebben, indien het verschil tussen de vlieghoogteverdeling dichtbij en op grote afstand van turbines verschilt tussen turbines met verschillende groottes. Er moet ook alvast worden genoemd dat het niet mogelijk is om op basis van de verticale overlap uitspraken over het absolute aantal aanvaringsslachtoffers te doen, omdat dit van veel andere factoren afhangt, zoals de vermijding van de turbines door de vogels en het aantal vliegbewegingen in de nabijheid van de turbines.

Er werden twee belangrijke parameters van de grootte van windturbines bestudeerd: de diameter van de rotor en de hoogte van het laagste punt van de rotor boven het maaiveld (de 'tiplaagte'; equivalent aan ashoogte min helft van rotordiameter). Omdat het volume waar de rotor van een windturbine zich doorheen

beweegt de vorm van een staande schijf heeft, is de kans om door een wiek geraakt te worden het grootst ter hoogte van de as, en het laagst op het laagste en het hoogste punt van de rotor. Om hiermee rekening te houden, werd de hoogte boven het maaiveld opgesplitst in compartimenten van 2 m hoogte. Per compartiment werd het oppervlak van de rotorschijf van het betreffende turbinemodel en het aandeel zenderposities berekend (Figuur 4). Deze werden met elkaar vermenigvuldigd, en de som van deze waarden over alle compartimenten werd als 'verticale-overlap-index' voor het betreffende turbinemodel (met als eenheid m^2) beschouwd. De 'verticale-overlap-index' is in eerste instantie bedoeld om de overlap van vlieghoogtes en de rotorzone *tussen turbinemodellen* te vergelijken.



Figuur 4 *Illustratie van de berekening van de verticale-overlap-index voor zeearenden voor een exemplarisch windturbinemodel (tiplaagte 20 m, rotordiameter 160 m). Links: Oppervlak van de rotorschijf per hoogtecompartiment van 2 m; midden: aandeel zenderposities per compartiment; rechts: product uit oppervlak en aandeel posities per compartiment. De som van deze producten is de verticale-overlap-index voor dit windturbinemodel.*

Voor een eerste analyse werden hypothetische windturbinemodellen gecreëerd. Hiervoor werd de diameter van 40 tot 200 m gevarieerd en de tiplaagte van 10 tot 120 m (in stappen van respectievelijk 4 en 2 m). Elke combinaties van deze twee parameters (n = 2296) vertegenwoordigt één turbinemodel.

Een belangrijk aspect bij de variatie van windturbinegroottes is dat een turbine met een grotere rotor meer energie kan opwekken dan een met een kleinere rotor. Om hiermee rekening te kunnen houden, werd op basis van een database van beschikbare windturbinemodellen (131 modellen met vermogens tussen 0,3 en 6 MW) de samenhang tussen het nominale vermogen en de rotordiameter bepaald. Deze relatie wordt beschreven door een kwadratische regressie. Door het toepassen van deze regressie werd dan voor elk turbinemodel het gemiddelde vermogen berekend. Dit maakt het mogelijk om het aanvaringsrisico per vermogen te berekenen, om dit tussen turbines met rotoren van een verschillende diameter te kunnen vergelijken.

Om realistische voorbeelden te geven, werden typische windturbinegroottes in het projectgebied Zeewolde voor en na de *repowering* gebruikt.

Als tweede stap werd de verticale-overlap-index gebruikt om de situatie in de provincie Flevoland voor en na de sanering volgens het Regioplan Windenergie te vergelijken. Op basis van een databestand van de provincie Flevoland werden aan de ene kant alle op 1-1-2019 (voor begin van de grootschalige sanering) aanwezige turbines geselecteerd, en aan de andere kant alle turbines die naar verwachting op 1-1-2027 (na afloop van het merendeel van de sanering) aanwezig zullen zijn. Voor 2019 waren dit 646 turbines met een totaal vermogen van 1198,7 MW, en voor 2027 515 turbines met in totaal 2014,6 MW.

Voor deze turbines werd volgens de boven beschreven procedure de verticale-overlap-index voor bruine kiekendieven en zeearenden berekend. Hiervoor werden de tiplaagte en de ashoogte van de turbines op de dichtstbijzijnde door twee deelbare waarden afgerond, om de hoogtecompartimenten van 2 m hoogte te

kunnen toepassen. De diameter en de maximale tiphoogte werden vervolgens herberekend. Voor enkele turbines moesten door ontbrekende gegevens aannames over de ashoogte en/of de rotordiameter getroffen worden (n = 5 met ontbrekende ashoogte in 2019, n = 61 voor die tot nu toe alleen een range van ashoogte en diameter vastgelegd is in 2027); hier werd het gemiddelde van de mogelijke waarden aangehouden.

Voor beide situaties werd de som van de overlap-index van alle aanwezige turbines berekend. Hier moet benadrukt worden dat wij bij deze vergelijking alleen rekening houden met de verticale verdeling van de rotoren ten opzichte van de verdeling van de vlieghoogtes. Andere belangrijke aspecten, zoals de ruimtelijke ligging van de turbines voor en na de sanering ten opzichte van nesten of andere vaak doorvlogen gebieden, zijn in deze analyse niet meegenomen.

4. Analyse van de gps-tracks voor een ruimtelijke aanvaringsrisico-bepaling

Voor de ruimtelijke aanvaringsrisico-bepaling voor zeearend rond de Flevolandse turbines zijn de hoge-resolutie gps-tracks gebruikt die zijn verkregen binnen de *geofences*. Alleen punten die zijn gecategoriseerd als in de vlucht zijn hiervoor gebruikt. De locaties zijn vervolgens onderverdeeld naar seizoenen: (1) lente: 1 maart tot en met 31 mei, (2) zomer: 1 juni tot en met 31 augustus, (3) herfst: 1 september tot en met 28 februari, en (4) winter: 1 december tot en met 28 februari (voor de laatste geen hoge-resolutiedata). Voor de bovengenoemde selecties is de functie subset() gebruikt uit R-pakket "base". De data zijn vervolgens opgeslagen als .csv doormiddel van de functie write.csv() uit R-pallet "AlphaPart" en in Qgis (Qgis 2022) geplot op de achtergrond kaart © OpenStreetMap contributors.

Voor de aanvaringsrisico-bepaling voor zeearend zijn ook hoogtedata gebruikt, waarbij dezelfde drie stappen als hierboven zijn genomen, en vervolgens door middel van de functie ifelse() (R-pakket base) een nieuwe kolom is aangemaakt waarbij alle gps-punten met waarden voor hoogte boven maaiveld ("height.agl.gps") tussen de 25 en de 225 m zijn gedefinieerd als binnen rotorhoogte en alle punten daarbuiten niet. Vervolgens is deze weer door middel van de functie write.csv() als een .csv bestand opgeslagen, hierna zijn de punten in Qgis geplot op de achtergrond kaart © OpenStreetMap contributors.

Voor een overzicht van de bruine kiekendieven gebruikte gebieden in Flevoland en hoe die overlappen met de locaties van huidige windturbines, werden de posities van alle gezenderde individuen op een kaart geplot in Qgis. Om inzicht te verkrijgen in de verspreiding van bruine kiekendieven is een steekproef van de totale dataset genomen met een tijdsinterval van 30 minuten tussen de gps-punten. De steekproef is genomen om een representatief beeld te krijgen van het terreingebruik, omdat de frequentie van de locatiebepaling variabel was tussen maanden (meer locaties wanneer zenders beter opladen) en gebieden (meer locaties binnen *geofences*).

Om te bepalen welke turbines het risicovolst zijn voor de gezenderde bruine kiekendieven en zeearenden, is gebruikgemaakt van dezelfde dataset met een tijdsinterval van 30 minuten. Voor deze analyse is voor iedere gps-locatie bepaald of die zich binnen een afstand van vier keer de rotorlengte van een windturbine bevond. De specifieke rotorlengte voor iedere individuele windturbine is voor deze analyse gebruikt. Vervolgens is bepaald hoe vaak ieder individu binnen een straal van vier keer de rotorlengte aanwezig was (op basis van de steekproef van 30 minuten gps-interval).

Voor bruine kiekendieven is bepaald hoe de afstand tot het nest van invloed is op de intensiteit van het terreingebruik door volwassen bruine kiekendieven met een actief nest. Zo kan worden beoordeeld hoe het aanvaringsrisico afneemt met een toenemende afstand tot het nest. Om de intensiteit van terreingebruik van broedende kiekendieven van beide geslachten rond het nest te bepalen, is eerst het totaal aantal gps-punten per vogel per jaar berekend. Voor de vrouwen is dit gedaan met de 30 minuten dataset, voor de mannen met de 5 minuten dataset. Vervolgens zijn die gps-locaties gecategoriseerd naar afstandsklassen van 500 m vanaf het nest van het betreffende jaar (d.w.z. 0-500 m, 500-1000 m, 1000-1500 m etc.), tot een afstand van 10 km. Dit levert een percentage gps-punten per afstandscategorie. Vervolgens is voor iedere afstandscategorie de oppervlakte (in km^2) berekend en is het eerder berekende percentage per afstandscategorie gedeeld door de oppervlakte voor die afstandscategorie. Dit laatste resulteert in een

waarde van gebruiksintensiteit met afstand tot het nest, zodat duidelijk wordt tot op welke afstand van het nest er frequente vliegbewegingen voorkomen en wat een veilige bufferafstand voor turbines is tot nesten van bruine kiekendieven (Schaub en Schlaich, 2020).

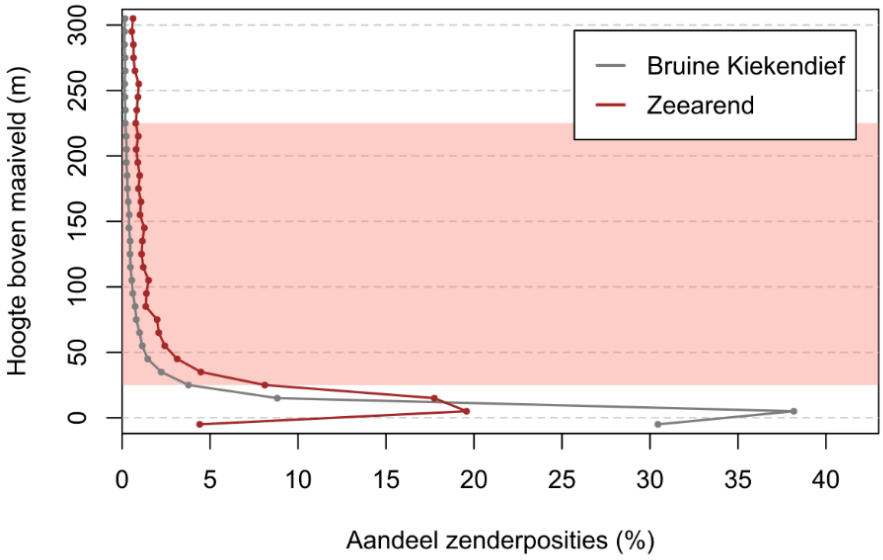
5. Beoordeling van stilstandmaatregelen

Om mogelijke turbinestilstand-strategieën te beoordelen, zijn op basis van de voorspellingen van de modellen onder (1) enkele tijdsintervallen geselecteerd waarin de kans om op rotorhoogte te vliegen bijzonder hoog was (bijvoorbeeld tussen 12:00 uur en 15:00 uur). Vervolgens is het aandeel fixes vastgesteld dat aan die voorwaarden voldeed, om een idee te krijgen van de afname van het totale aanvaringsrisico als de turbines op die specifieke tijden zouden stoppen met draaien. Om de mogelijke impact van deze specifieke strategieën op de productie van windenergie te analyseren, is bovendien het deel van de tijd berekend dat aan die voorwaarden voldeed. Ten slotte is een index tussen deze twee aspecten verkregen, om zo een geïntegreerd beeld te krijgen van de relatie tussen de gevolgen in aanvaringsrisicodaling en verlies van energieproductie.

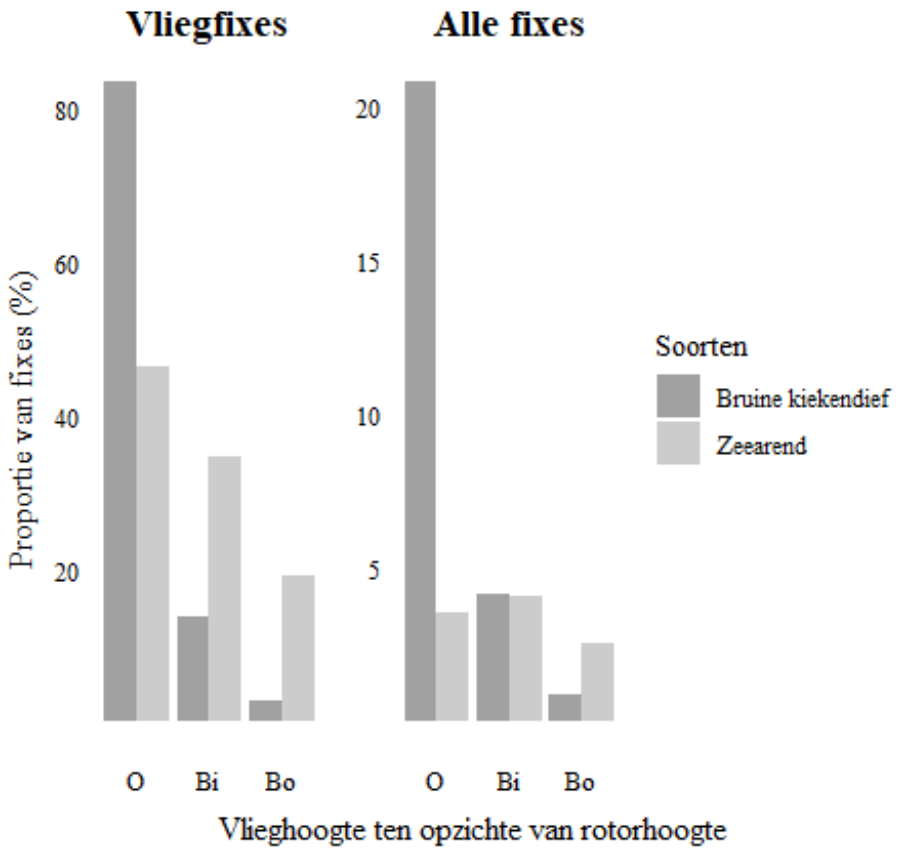
Resultaten

Vlieghoogte en -tijd op rotorhoogte

Onvolwassen zeearenden vlogen gemiddeld aanzienlijk hoger (mediaan van vliegfixes op basis van de barometrische hoogte: 30,4 m; 95% kwantiel: 550,4 m) dan bruine kiekendieven van alle leeftijden (mediaan: 5,67 m; 95% kwantiel: 135,2 m). Zowel bij bruine kiekendieven als bij zeearenden vonden een groot deel van de vluchten beneden de risicohoogte plaats (respectievelijk 82,8% en 46,6% van de vlieg-posities waren lager dan 25 m boven maaiveld, d.w.z. beneden de algemene rotorhoogte), en beide soorten hadden het grootste aandeel van de posities in vlucht op hoogtes tussen 0 en 10 m boven het maaiveld (Figuur 5 en 6). Zeearenden vlogen aanmerkelijk vaker op de algemene risicohoogte van 25 tot 225 m dan bruine kiekendieven (33,6% vs. 14,1%).



Figuur 5 *Verdeling van de vlieghoogte van gezenderde bruine kiekendieven en zeearenden in Flevoland per hoogtevak van 10 m (n = 42.729 en 10.543). Gearceerd de algemene risicohoogte, ofwel de spreiding van het rotorbereik van de turbines in Flevoland.*



Figuur 6 *Aandeel van vliegfixes en alle fixes onder (O), binnen (Bi) en boven (Bo) de rotorzone van windturbines in de studiegebied (hoogte 25-225 m boven maaiveld) voor bruine kiekendieven en onvolwassen zeearenden in Flevoland.*

Het aandeel vliegfixes van alle fixes was respectievelijk 18,3% en 31,5% voor adulte vrouwen en mannen van de bruine kiekendief (Tabel 3). Dit komt neer op een gemiddelde vliegtijd van respectievelijk 3,2 en 5,5 uur per dag (op basis van een gemiddelde daglengte van 17,6 uur inclusief de schemering). De jonge bruine kiekendieven vlogen in totaal slechts 13,7% van de dag, wat overeenkomt met gemiddeld 2,4 uur vliegtijd per dag. Omdat bruine kiekendiefvrouwen 17,7% op rotorhoogte doorbrachten tijdens het vliegen en mannen 11,1%, vlogen beide een vergelijkbare hoeveelheid tijd op rotorhoogte per dag, respectievelijk 34 en 37 minuten. Voor de onvolwassenen bruine kiekendieven was dit iets minder dan 23 minuten (Tabel 3).

Tabel 3 *Tijd in de vlucht en op rotorhoogte (25-225 m) voor bruine kiekendief en zeearend in Flevoland (2019-2021).*

		Vliegtijd		Vliegtijd op rotorhoogte	
	Groep	**Proportie van dag (%)**	**Tijd per dag (uren)**	**Proportie van fixes (%)**	**Tijd per dag (min)**
Bruine kiekendief	Onvolwassen (n=3)	13,65	2,40	15,85	22,8
	Adulte vrouwen (n=5)	18,33	3,22	17,65	34,2
	Adulte mannen (n=3)	31,54	5,54	11,06	36,6
Zeearend	Winter	15,95	1,44	54,16	46,86
	Voorjaar	15,25	2,04	33,16	40,66
	Zomer	5,06	0,76	24,64	11,22
	Herfst	9,16	0,97	27,56	16,10

De onvolwassen zeearenden bleken in de winter (16% van de dag) en het voorjaar meer te vliegen (15%) dan tijdens de rest van het jaar (5% in de zomer en 9% in de herfst; Tabel 3). De periode met de langste vliegactiviteit was de lente, met meer dan twee vlieguren per dag. Het aandeel vliegtijd op rotorhoogte varieerde aanzienlijk gedurende het jaar, variërend van ongeveer 25-28% in de zomer (juni-augustus) en herfst (september-november) tot meer dan 54% in de winter (december-februari). Dit kwam overeen met een totale tijd op rotorhoogte van bijna 47 minuten per dag in de winter, 41 minuten in de lente en respectievelijk 11 en 16 minuten in zomer en herfst (Tabel 3).

1. Evaluatie van vlieghoogte en variatie in de vliegtijd op rotorhoogte door seizoens-, weer- en omgevingsvariabelen

Vliegfixes
De modelresultaten met alleen vliegfixes (Bijlage 1) lieten zien dat de windsnelheid een significant effect heeft op de kans dat vogels op rotorhoogte vlogen, voor beide soorten. Het aandeel vliegfixes op rotorhoogte piekte echter bij lage windsnelheden bij de bruine kiekendieven, terwijl voor onvolwassen zeearenden het tegenovergestelde gold. Verder betekende regen een afname van de vliegkans op rotorhoogte voor bruine kiekendieven (14,4% kans zonder regen versus 9,7% met regen; $p<0,01$); voor zeearend was de vliegkans voor punten in de vlucht niet significant gerelateerd aan regenval. De temperatuur had een kwadratische relatie met de kans van een vlucht op rotorhoogte voor bruine kiekendieven: die kans was het grootst zowel bij de laagste als hoogste temperaturen ($p<0,01$) (Figuur 7). Voor zeearenden had de temperatuur geen significant effect op de vliegkans op rotorhoogte.

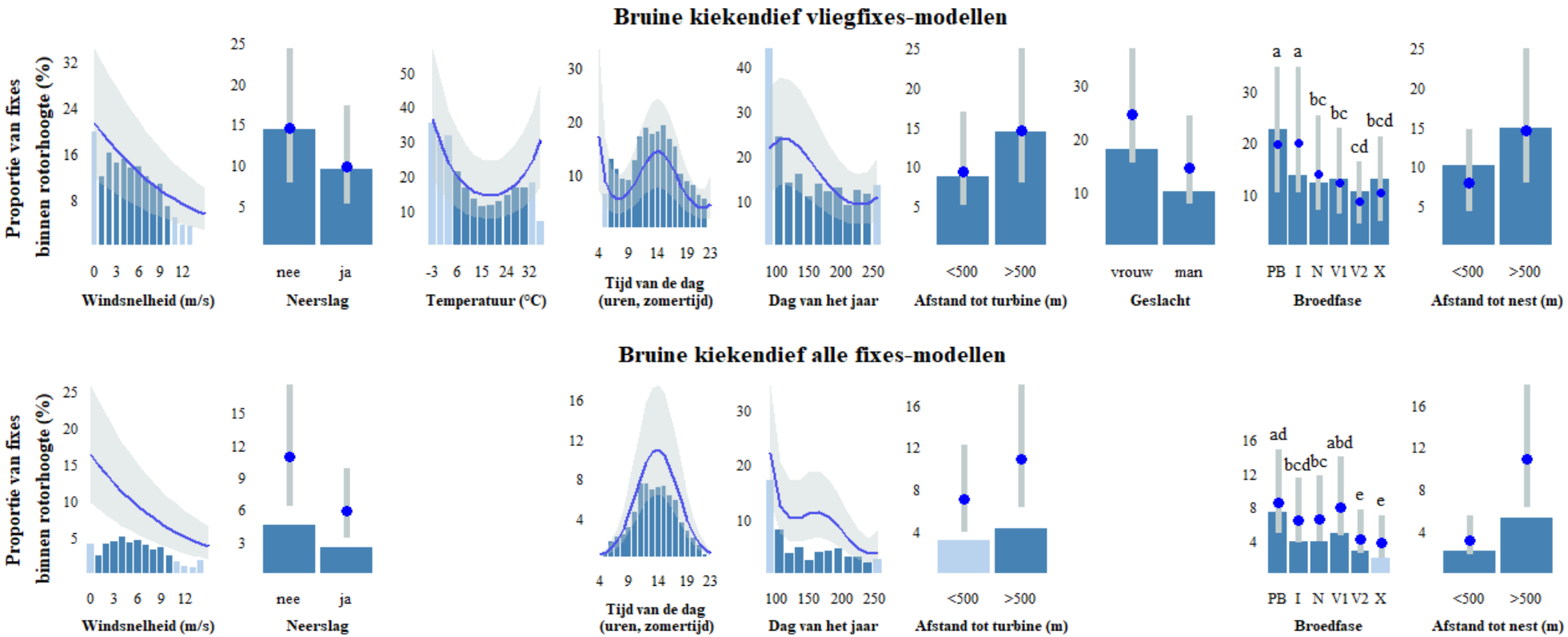
De modelresultaten lieten verder zien dat de kans dat beide soorten op rotorhoogte vlogen significant toenam rond de middag, tussen 12.00 en 15.00 uur (Figuur 7). Voor bruine kiekendieven nam de vliegkans op rotorhoogte geleidelijk af gedurende het broedseizoen. Voor de zeearend keerde de trend echter rond het midden van het jaar, wanneer de kans om op rotorhoogte te vliegen het laagst is (Figuur 7).

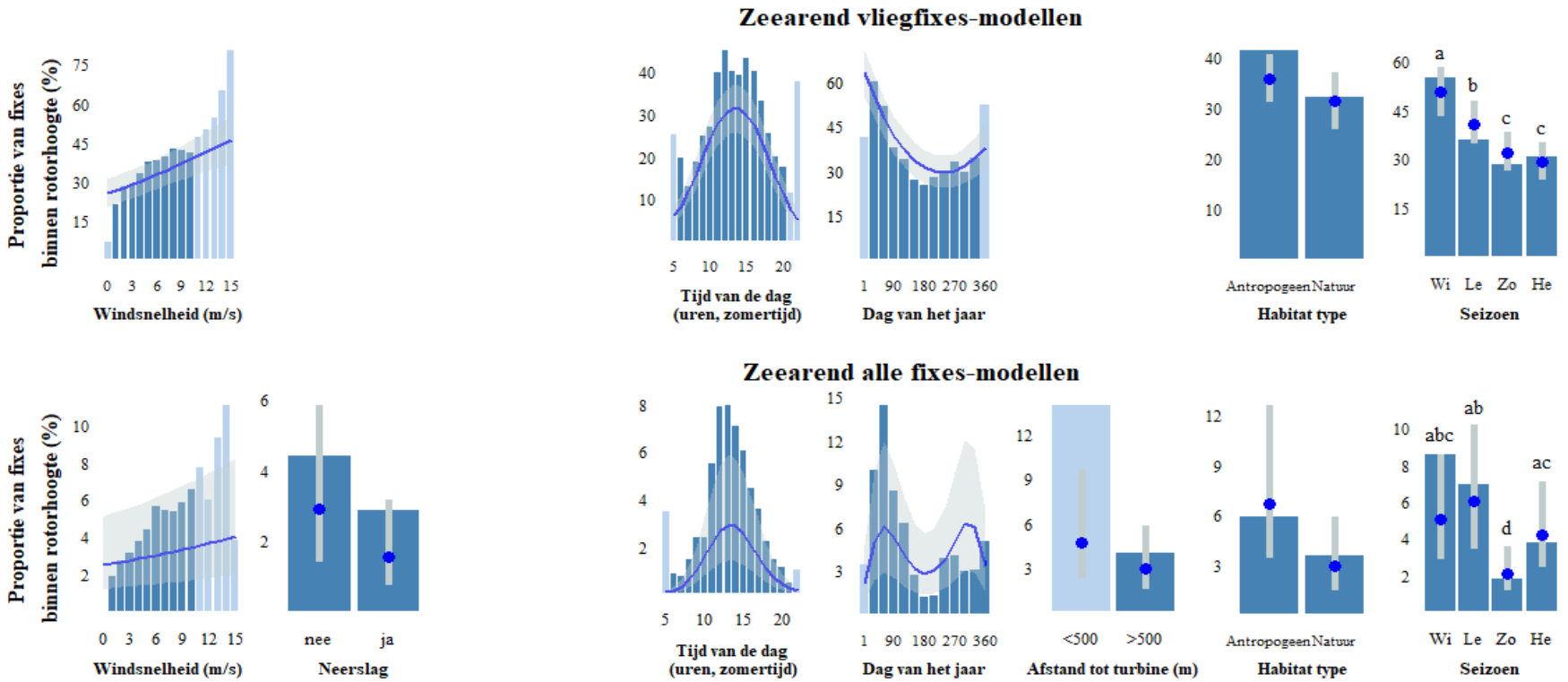
Wat betreft het leefgebied vlogen onvolwassen zeearenden een significant groter deel van de tijd op rotorhoogte in antropogeen gebied (landbouw of bebouwde kom) dan in natuurgebied (bossen, wetlands en wateren).

De afstand tot de dichtstbijzijnde turbine had een significant effect op vliegkans op rotorhoogte voor bruine kiekendieven, die minder vaker op rotorhoogte vlogen dichter dan 500 m van windturbines dan verder weg.

Ten slotte bleken de reproductieve variabelen bij bruine kiekendieven ook een deel van de variantie van de responsvariabele te verklaren (Bijlage 1). Ze vlogen minder op rotorhoogte als ze dichter bij het nest waren (< 500 m) en significant meer op rotorhoogte in de pre-eileg- dan in elke andere broedfase, behalve de incubatiefase (Figuur 7).

Alle fixes
De resultaten van de analyse met gebruik van alle posities, dus inclusief de fixes waarbij de vogels stationair waren (niet vlogen), waren grotendeels vergelijkbaar met die wanneer alleen de vliegfixes werden gebruikt. Voor alle fixes van beide soorten bleek de windsnelheid een significant effect te hebben op het aandeel vluchten op rotorhoogte, met dezelfde trend als bij de vliegfix-modellen; meer wind verlaagde de kans op vliegen op rotorhoogte voor bruine kiekendieven en verhoogde die kans voor zeearenden. Regen verminderde daarentegen de kans op vliegen op rotorhoogte voor beide soorten, terwijl het effect van temperatuur niet significant was voor beide soorten. Evenals in de vliegfix-modellen piekte de vliegkans op rotorhoogte midden op de dag voor beide soorten. Na een piek voor beide soorten vroeg in het jaar, nam de kans op vliegen op rotorhoogte gedurende het jaar af voor bruine kiekendieven, terwijl voor onvolwassen zeearenden een duidelijke afname van die kans in de zomer gold (Figuur 7).


Bruine kiekendief vliegfixes-modellen
Proportie van fixes binnen rotorhoogte (%)
Windsnelheid (m/s)
Neerslag
nee
ja
Temperatuur (°C)
Tijd van de dag (uren, zomertijd)
Dag van het jaar
Afstand tot turbine (m)
<500
>500
Geslacht
vrouw
man
Broedfase
PB I N V1 V2 X
a a bc bc cd bcd
Afstand tot nest (m)
Bruine kiekendief alle fixes-modellen
Proportie van fixes binnen rotorhoogte (%)
Windsnelheid (m/s)
Neerslag
Tijd van de dag (uren, zomertijd)
Dag van het jaar
Afstand tot turbine (m)
Broedfase
PB I N V1 V2 X
ad bcd bc abd e e
Afstand tot nest (m)



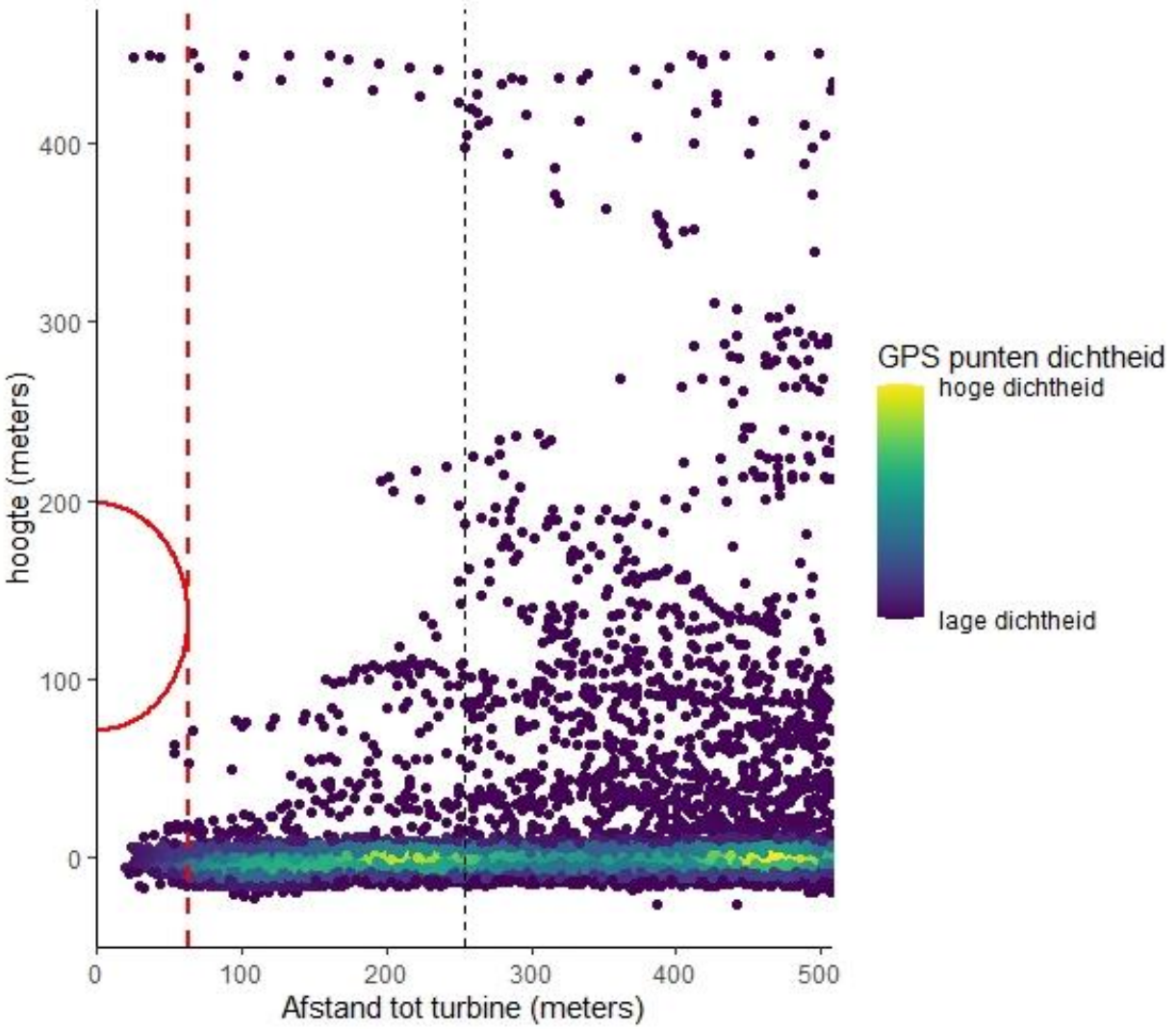
Figuur 7 *Waargenomen en voorspelde vliegkans op rotorhoogte van windturbines in Flevoland (25-225 m) voor fixes in de vlucht alleen (vliegfixes-modellen) en voor alle fixes (alle fixes-modellen) voor bruine kiekendief en zeearend. Alleen variabelen met een significant effect op de vliegkans op rotorhoogte zijn weergegeven. Kolommen vertegenwoordigen de waargenomen (onbewerkte) gegevens en de lijn geeft de bijbehorende modelvoorspellingen met een betrouwbaarheidsinterval van 95%. Voor elke figuur werden alle overige variabelen dan de getoonde variabele op hun gemiddelde waarde gehouden (of het meest voorkomende niveau voor binaire variabelen). Lichtblauwe kolommen vertegenwoordigen categorieën met een kleine steekproefomvang. Voor categorische variabelen met meer dan twee niveaus geeft een alfabetische index op basis van Tukey paarsgewijze vergelijkingen de significante verschillen aan tussen de categorieën; bij gelijke letters is er geen significant verschil. PB: pre-broedfase, I: incubatie; N: nestfase, V1: vroege uitvliegfase; V2: late uitvliegfase; X: mislukt broedgeval; wi: winter; le: voorjaar; zo: zomer; he: herfst.*

Wat betreft de afstand tot de dichtstbijzijnde turbine voorspelden de modellen opnieuw dat bruine kiekendieven meer op rotorhoogte vlogen wanneer ze zich ver van een turbine (> 500 m) bevonden, maar het tegenovergestelde bij zeearenden ($p < 0,01$). Voor onvolwassen zeearenden bleek opnieuw de omgeving van belang: 2,88% van de tijd die zeearenden in een natuurlijke omgeving waren, vlogen ze op rotorhoogte, vergeleken met 6,64% wanneer ze zich in een antropogene omgeving bevonden ($p < 0,01$) (Figuur 7). Tot slot vlogen bruine kiekendieven aanzienlijk vaker op rotorhoogte in de fase voorafgaand aan broeden en wanneer de jongen net het nest hadden verlaten, dan gedurende de andere perioden in de broedcyclus (Figuur 7).

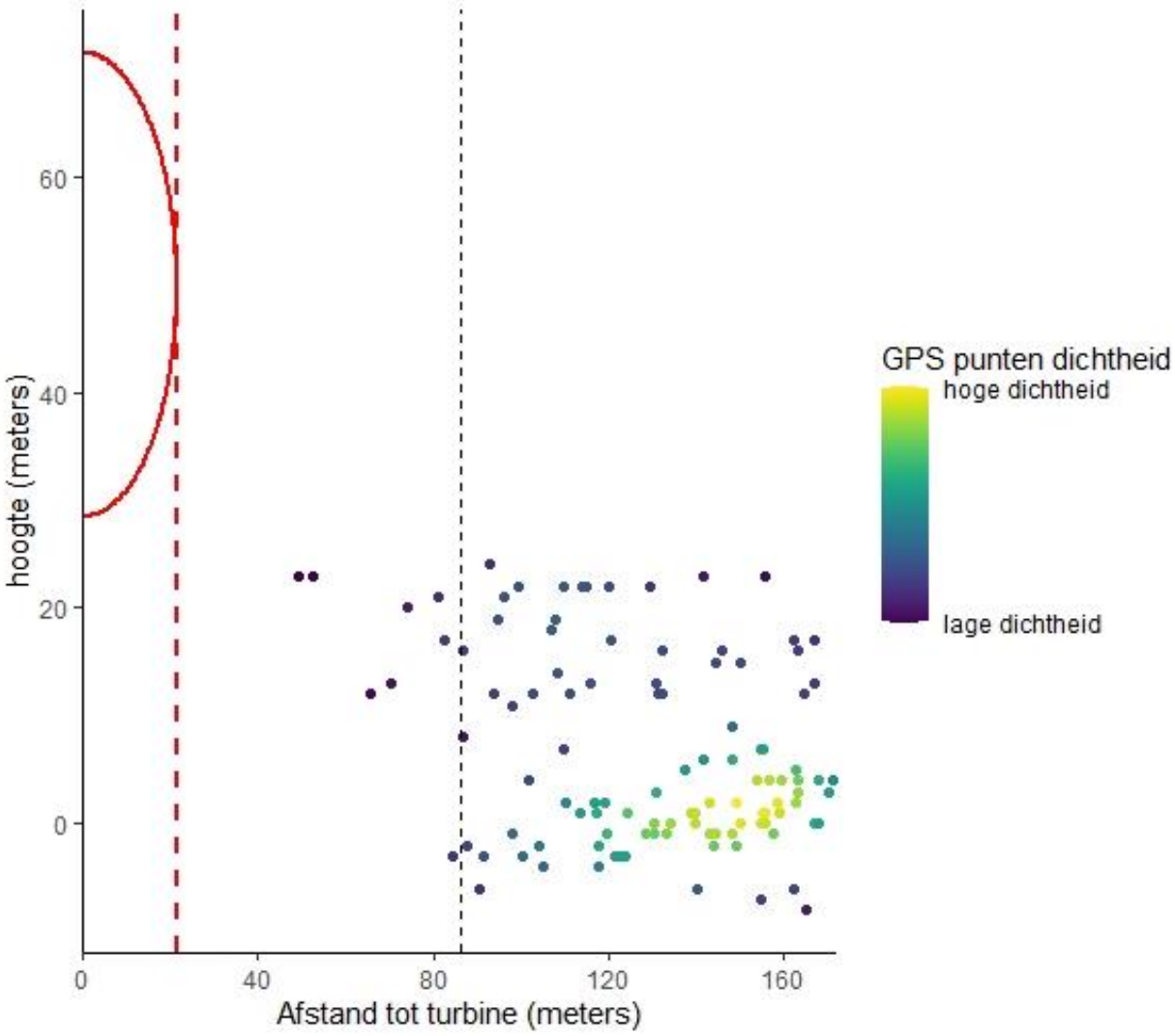
2. Vermijdingsgedrag

Vermijdingsgedrag is gekwalificeerd aan de hand van de vlieghoogte en afstand tot de turbines voor de bruine kiekendieven in de Noordoostpolder (Figuur 8). Er werden geen gps-punten binnen het rotorgebied van een van de Enercon E-136 turbines vastgesteld. Bruine kiekendieven kwamen wel regelmatig dicht in de buurt van een turbine, ook op rotorhoogte in de risicozone, en vlogen boven en nog vaker onder de rotorbladen door (Figuur 8). De vogels vlogen vaker op rotorhoogte op grotere afstand van de turbine dan dichterbij. Dezelfde analyse voor het turbine type TW600 (Figuur 9) geeft eveneens aan dat de gezenderde bruine kiekendieven niet binnen het rotorgebied vlogen. De vlieghoogteverdeling in de buurt van de turbines laat zien dat vliegbewegingen van bruine kiekendieven binnen het rotorgebied van de lokale windturbines niet voorkwamen, terwijl er wel vliegbewegingen boven- en onderlangs de turbines plaatsvonden en af en toe binnen de risicozone van de turbines. Dit lijkt te suggereren dat de kiekendieven de turbines in bepaalde mate vermijden.

In beide figuren is te zien dat de bruine kiekendieven regelmatig op hoogtes vliegen onder het 0-punt; dit wordt veroorzaakt door de combinatie van het vlieggedrag van de kiekendief die vaak vlak boven de grond vliegt en de eerder omschreven afwijking van de gps-hoogte. Om deze afwijking zo klein mogelijk te houden, is hier gekozen voor de gps-hoogte en niet voor de barometrische hoogte.

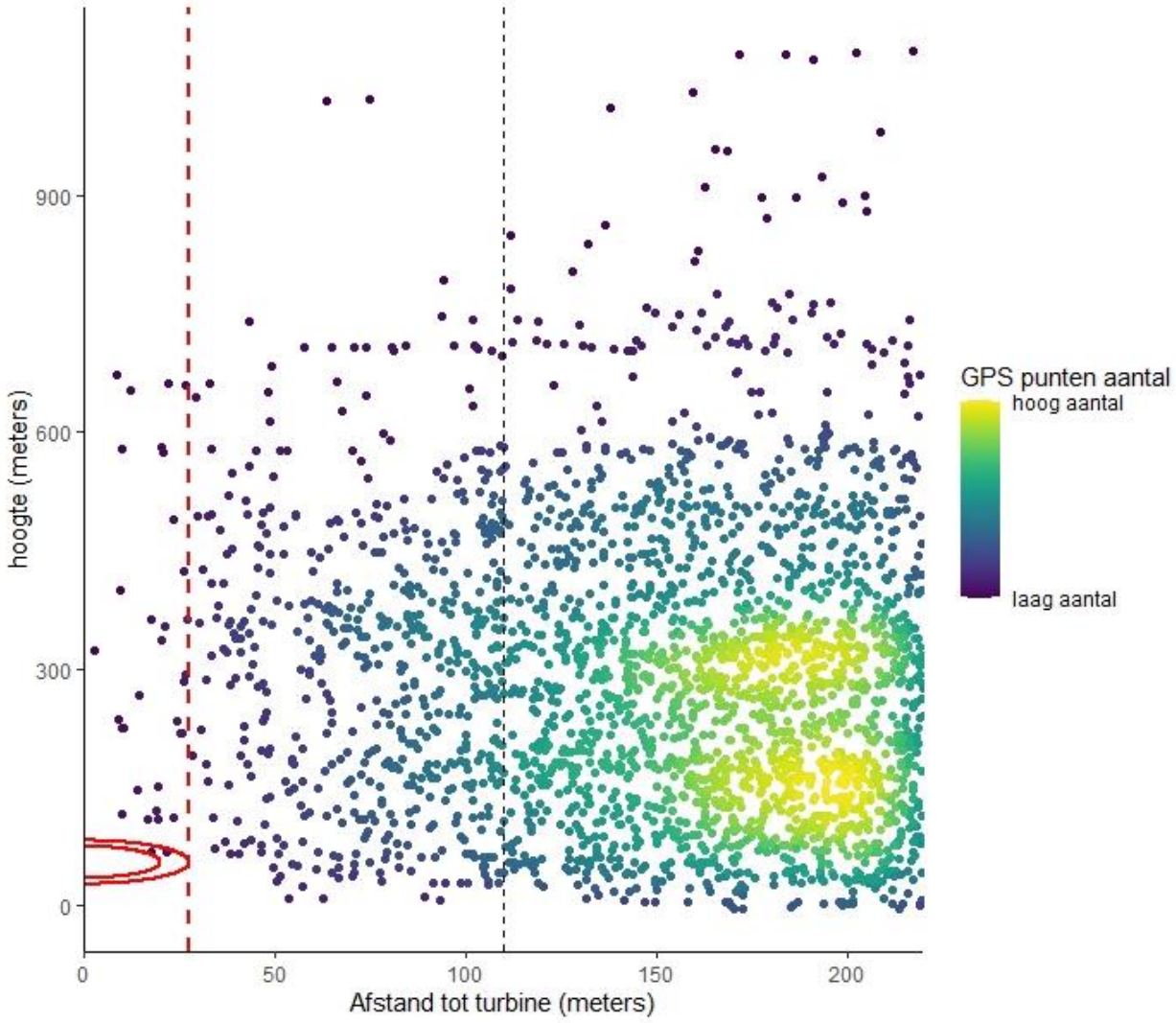


Figuur 8 *De afstand van locaties van twaalf gezenderde bruine kiekendieven tot de basis van de mast van turbines van het type Enercon E-136 in de Noordoostpolder in 2019-2021. De halve cirkel geeft het rotorgebied van het turbine type Enercon E-136 weer (ashoogte 135 m, rotordiameter 127 m). De rode stippellijn geeft de rotorlengte weer. De zwarte stippellijn geeft de afstand van vier keer de rotorlengte weer (deze afstand is hier gedefinieerd als risicozone). Ondanks zorgvuldig selecteren van gps-punten met hoge kwaliteit is er toch enige afwijking in vlieghoogte, waardoor er posities enkele meters onder maaiveld vallen.*

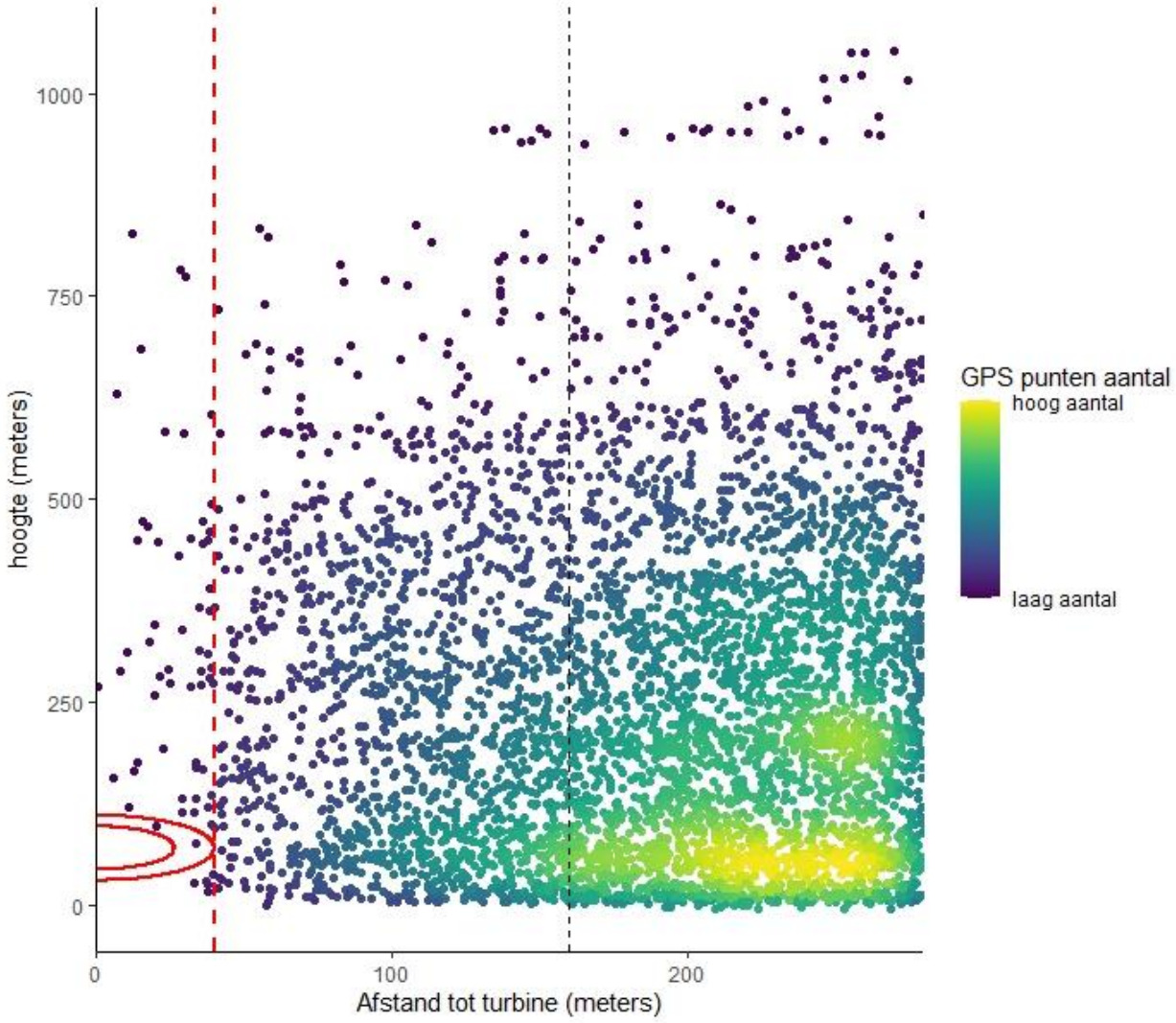


Figuur 9 *De afstand van locaties van twaalf gezenderde bruine kiekendieven tot de basis van de mast van turbines van het type TW600 in de Noordoostpolder in 2019-2021. De halve cirkel geeft het rotorgebied weer van het turbine type TW600 (ashoogte 50 m, rotordiameter 43 m). De rode stippellijn geeft de rotorlengte weer. De zwarte stippellijn geeft de afstand van vier keer de rotorlengte weer (deze afstand is hier gedefinieerd als risicozone).*

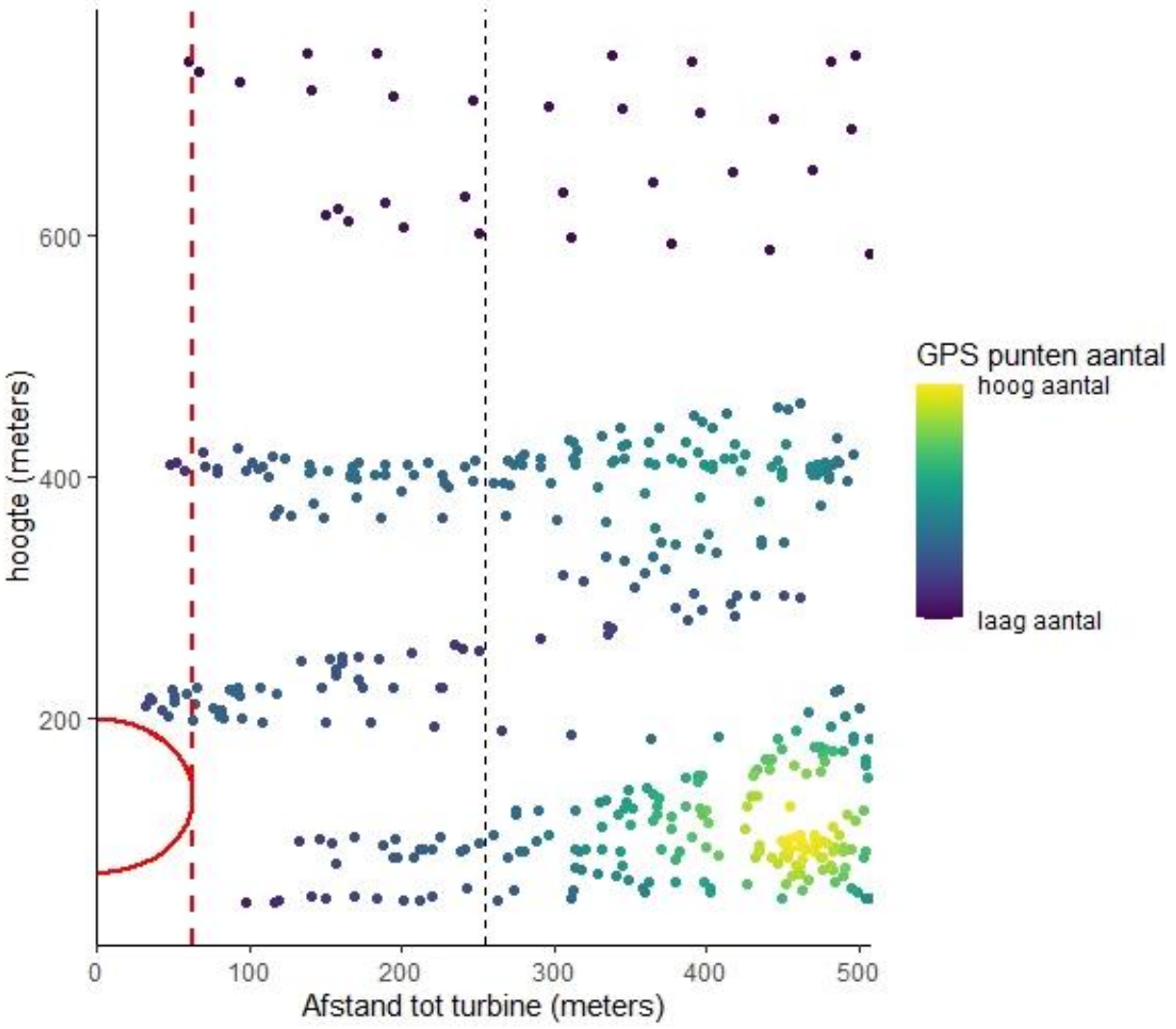
De variatie in vlieghoogte voor zeearenden is veel groter in vergelijking tot bruine kiekendieven (Figuren 10-12). Bij de zeearenden vonden (beperkt) vliegbewegingen plaats binnen het rotorgebied van de drie verschillende turbine typen, en regelmatiger binnen de risicozone van de turbines. In enkele gevallen vlogen de gezenderde zeearenden binnen het rotorgebied van turbines met een ashoogte van 55 en 70 m (niet binnen de rotorgebied van turbines van 135 m), maar ook regelmatig op rotorhoogte in de risicozone van de drie typen turbines. Gezien deze meer frequente risicovolle vluchten lijkt er voor zeearenden in mindere mate sprake van vermijding van turbines dan voor bruine kiekendieven.



Figuur 10 *De afstand en hoogte van locaties van zeven gezenderde zeearenden tot de basis van de mast van turbines met een ashoogte van 55 m in Flevoland in 2019-2021. Vier individuen zijn niet in de omgeving van een turbine met een ashoogte van 55 m geweest. De rode stippellijn geeft de rotorlengte weer. De zwarte stippellijn geeft de afstand van vier keer de rotorlengte weer (deze afstand is hier gedefinieerd als risicozone). Ondanks zorgvuldig selecteren van gps-punten met hoge kwaliteit is er toch enige afwijking in vlieghoogte, waardoor er posities enkele meters onder maaiveld vallen. Turbines met dezelfde ashoogte variëren in rotordiameter en deze variatie is aangegeven.*



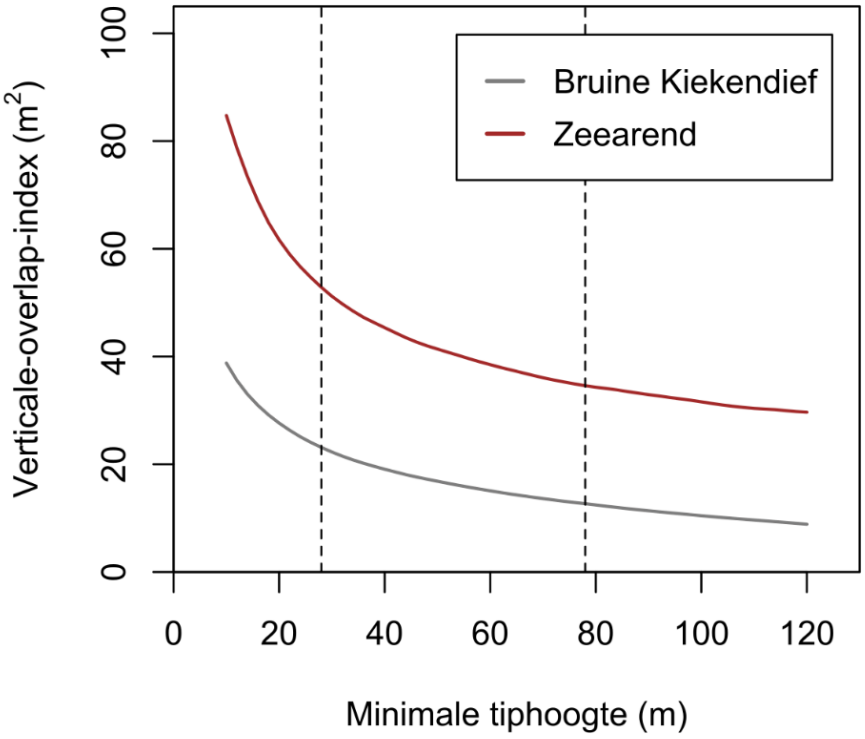
Figuur 11 *De afstand en hoogte van locaties van zeven gezenderde zeearenden tot de basis van de mast van turbines met een ashoogte van 70 m in Flevoland in 2019-2021. Vier individuen zijn niet in de omgeving van een turbine met een ashoogte van 70 m geweest. De twee halve cirkels geven het rotorgebied van de turbines met een ashoogte van 70 m. De rode stippellijn geeft de rotorlengte weer. De zwarte stippellijn geeft de afstand van vier keer de rotorlengte weer (deze afstand is hier gedefinieerd als risicozone). Ondanks zorgvuldig selecteren van gps-punten met hoge kwaliteit is er toch enige afwijking in vlieghoogte, waardoor er posities enkele meters onder maaiveld vallen. Turbines met dezelfde ashoogte variëren in rotordiameter en deze variatie is aangegeven.*



Figuur 12 *De afstand en hoogte van locaties van drie gezenderde zeearenden tot de basis van de mast van turbines met een ashoogte van 135 m in Flevoland in 2019-2021. Acht individuen zijn niet in de omgeving van een turbine met een ashoogte van 135 m geweest. De twee halve cirkels geven het rotorgebied van de turbines met een ashoogte van 135 m. De rode stippellijn geeft de rotorlengte weer. De zwarte stippellijn geeft de afstand van vier keer de rotorlengte weer (deze afstand is hier gedefinieerd als risicozone). Ondanks zorgvuldig selecteren van gps-punten met hoge kwaliteit is er toch enige afwijking in vlieghoogte, waardoor er posities enkele meters onder maaiveld vallen.*

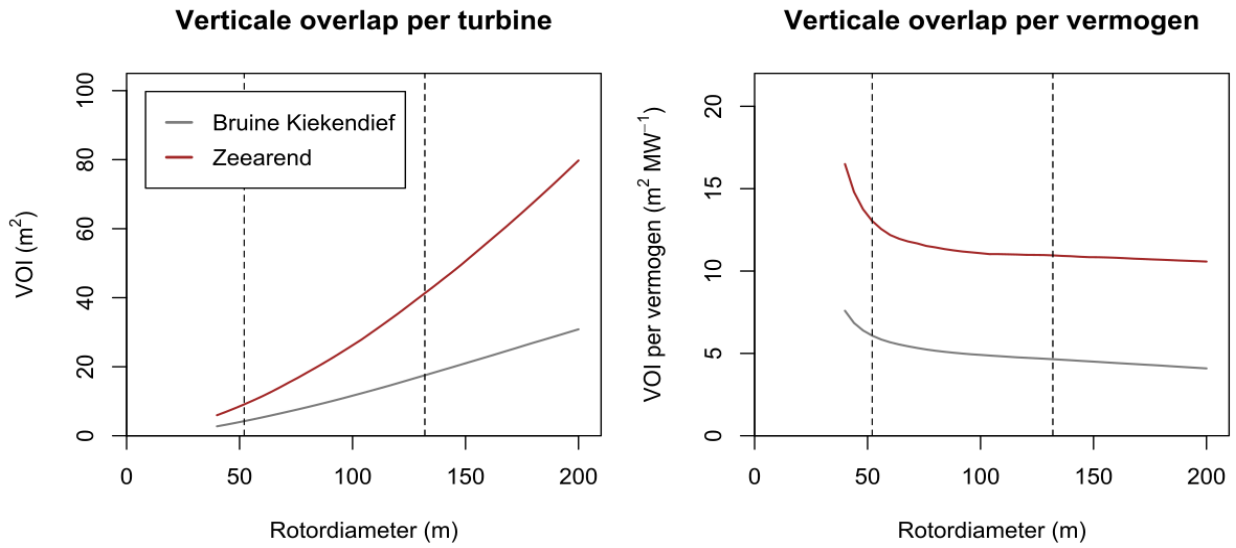
3. Evaluatie van de aanvaringsrisico's voor turbines van verschillende hoogte van de rotorzone

Omdat de piek van de vliegactiviteit zich op relatief lage hoogtes bevindt, werd bij beide soorten een exponentiële toename van de verticale-overlap-index bij een afname van de tiplaagte vastgesteld (Figuur 13). Het gaat dan bijvoorbeeld om een toename van 64% bij bruine kiekendieven en 49% bij zeearenden wanneer de tiplaagte van 50 m naar 20 m verlaagd wordt, bij een gelijkblijvende rotordiameter van 140 m. Aan de andere kant neemt de overlap af wanneer een turbine met een hogere tiplaagte gebruikt wordt; bijvoorbeeld een afname van respectievelijk 26% en 17% voor respectievelijk bruine kiekendief en zeearend wanneer de tiplaagte van 50 m tot 80 m verhoogd wordt. Tussen de extreemwaarden van de tiplaagte van de nieuwe windturbines in de provincie (28 en 78 m) verschilt de verticale-overlap-index met een factor 1,8 voor bruine kiekendieven en 1,5 voor zeearenden (toename risico van respectievelijk 82% en 53% wanneer 28 m i.p.v. 78 m toegepast wordt; weer voor windturbines met rotordiameter van 140 m).



Figuur 13 *Verticale overlap van de vlieghoogtes van bruine kiekendieven en zeearenden met de rotoren van windturbines met verschillende minimale tiphoogte, ofwel "tiplaagte" (vaste rotordiameter; in dit voorbeeld 140 m). Verticale lijnen: voorbeelden van 28 en 78 m tiplaagte.*

Met een grotere rotordiameter neemt de verticale overlap *per turbine* toe (uitgaand van een vaste tiplaagte), maar de overlap *per vermogen* neemt bij grotere diameters af, vooral bij bruine kiekendieven (Figuur 14). Dit betekent dat de totale verticale overlap kleiner zal zijn, wanneer een kleiner aantal turbines met grotere rotoren gebruikt worden, in plaats van een groter aantal turbines met kleinere rotoren, op voorwaarde dat de tiplaagte en het totaal opgewekte vermogen gelijk blijven. De verhouding van de verticale-overlap-index en het vermogen neemt bijvoorbeeld met 23,6% af voor bruine kiekendieven en met 16,1% voor zeearenden als een rotordiameter van 132 m in plaats van 52 m toegepast wordt (wat tijdens de sanering in het projectgebied Zeewolde het geval is, bij tiplaagte 40 m).



Figuur 14 *Verticale overlap van de vlieghoogtes van bruine kiekendieven en zeearenden met de rotoren van windturbines met variabele rotordiameters (vaste tiplaagte; hier exemplarisch 40 m). Links: verticale overlap per turbine; rechts: verticale overlap per nominaal vermogen. VOI = verticale-overlap-index. Verticale stippellijnen: voorbeelden van rotordiameters van 52 en 132 m.*

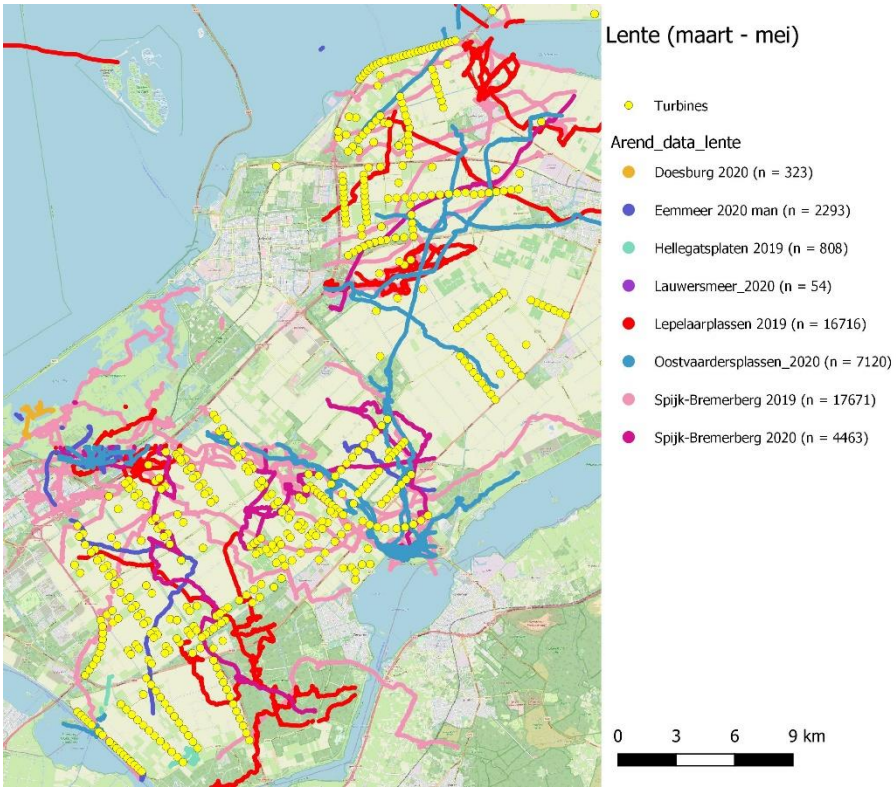
Bij de vergelijking van de windturbine situatie in de provincie in 2019 en 2027 bleek dat de afname van het aantal turbines en de toename van het totale vermogen gepaard gaan met een toename van de gemiddelde rotordiameter, een toename van het totale rotoroppervlak (meer dan verdubbeld), maar tegelijk met een toename van de gemiddelde tiplaagte van 36,4 naar 52,9 m (Tabel 4). Voor de verticale overlap van de rotoren met de vliegbewegingen van bruine kiekendieven en zeearenden betekent dit voor alle turbines bij elkaar een toename van de verticale-overlap-index van 28% voor bruine kiekendieven en 43,5% voor zeearenden. Per vermogen is de situatie in 2027 echter iets gunstiger dan in 2019, met een afname van de overlap-index per totaal vermogen met 24,4% voor bruine kiekendieven en 14,3% voor zeearenden (Tabel 4). Indien de uitbreiding van het totale vermogen in de provincie zou gebeuren door meer van de in 2019 aanwezige turbinemodellen (dezelfde ratio verticale-overlap-index/vermogen) erbij te bouwen in plaats van de geplande grotere en hogere nieuwe turbines, zou de totale verticale-overlap-index een stuk groter zijn dan met de actuele saneringsplannen (31,1% toename ten opzichte van actuele saneringsplannen voor bruine kiekendieven en 17% voor zeearenden).

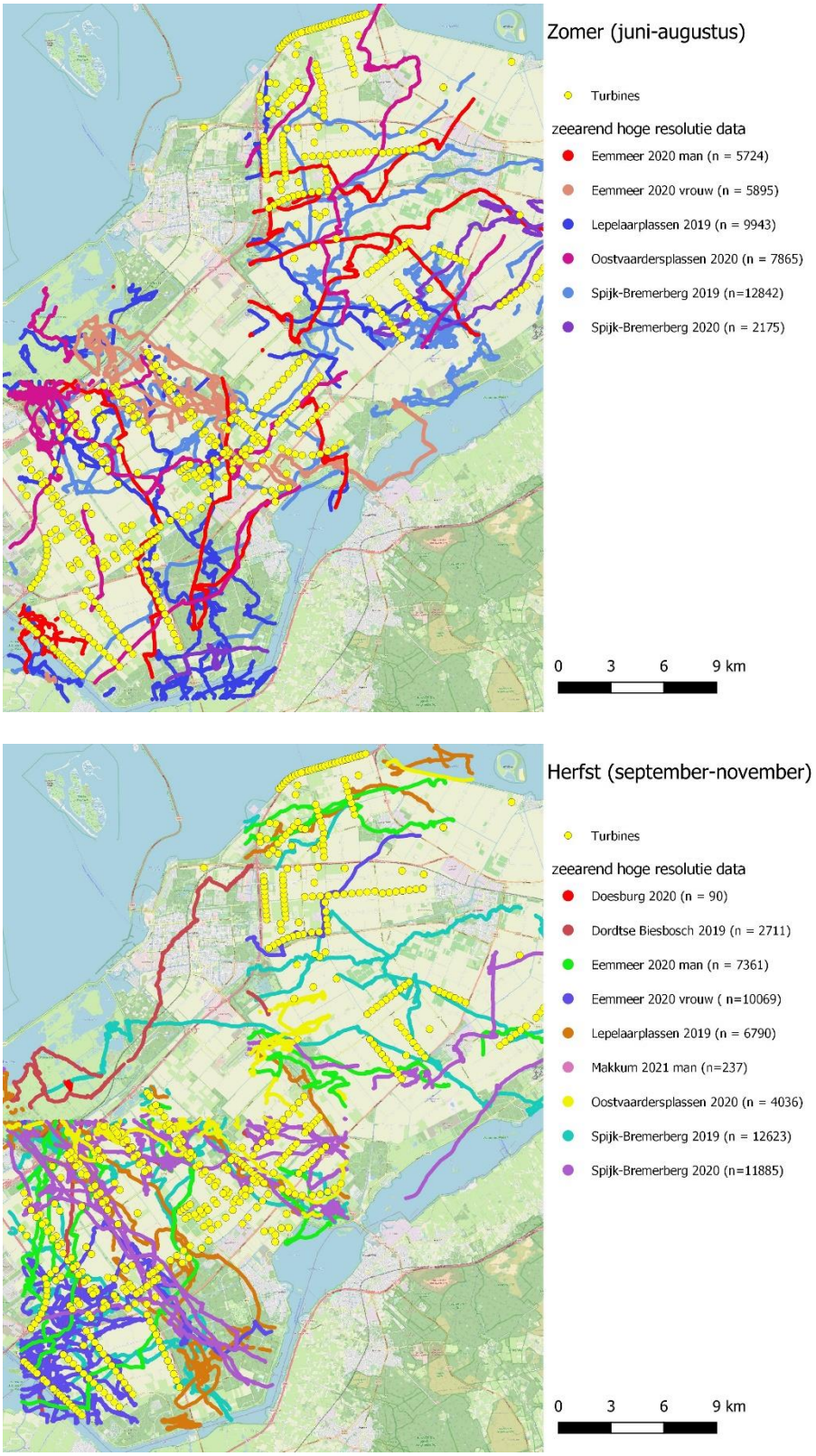
Tabel 4 *Vergelijking van de situatie in 2019 en 2027 betreffende de grootteparameters van de windturbines en de verticale overlap van de turbinerotoren met de vlieghoogtes van bruine kiekendieven en zeearenden.*

Parameter	**2019**	**2027**	**Verandering (%)**
Aantal turbines	646	515	-20,3
Totaal vermogen (MW)	1198,7	2014,6	+68,1
Gemiddeld vermogen (MW)	1,9	3,9	+105,3
Gemiddelde rotordiameter (m)	68,4	112,7	+64,8
Gemiddelde tiplaagte (m)	36,4	52,9	+45,3
Totaal rotoroppervlak (ha)	271,3	567,9	+109,3
Totaal overlap bruine kiekendief (m^2)	4920,1	6299,7	+28,0
Totaal overlap zeearend (m^2)	10919,2	15671,4	+43,5
Totaal overlap per vermogen bruine kiekendief (m^2/MW)	4,1	3,1	-24,4
Totaal overlap per vermogen zeearend (m^2/MW)	9,1	7,8	-14,3

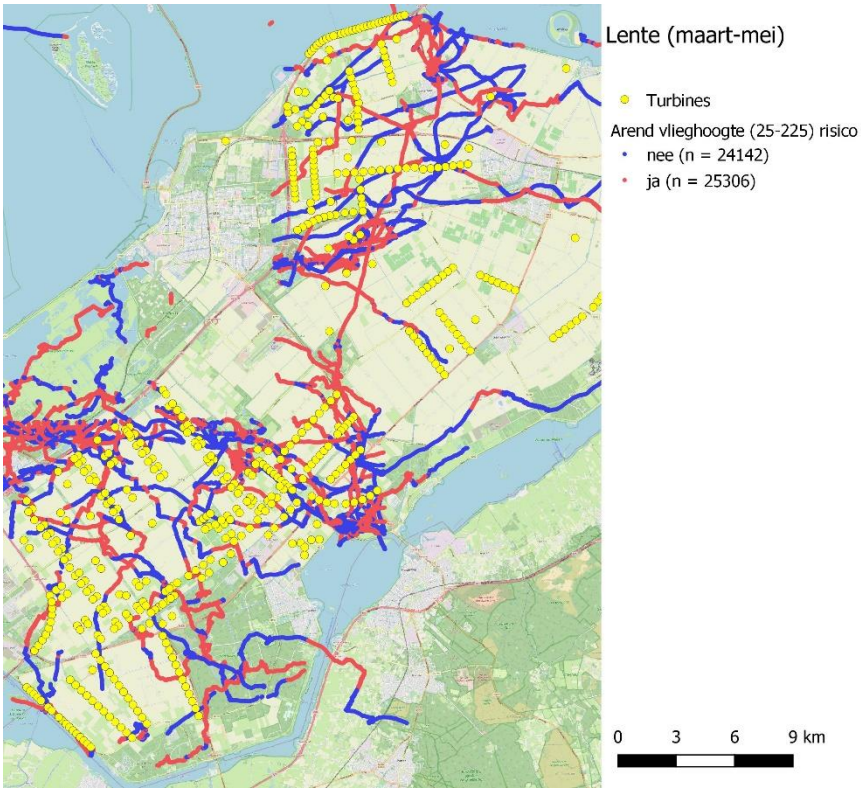
4. Analyse van de gps-tracks voor bepaling van ruimtelijke aanvaringsrisico's

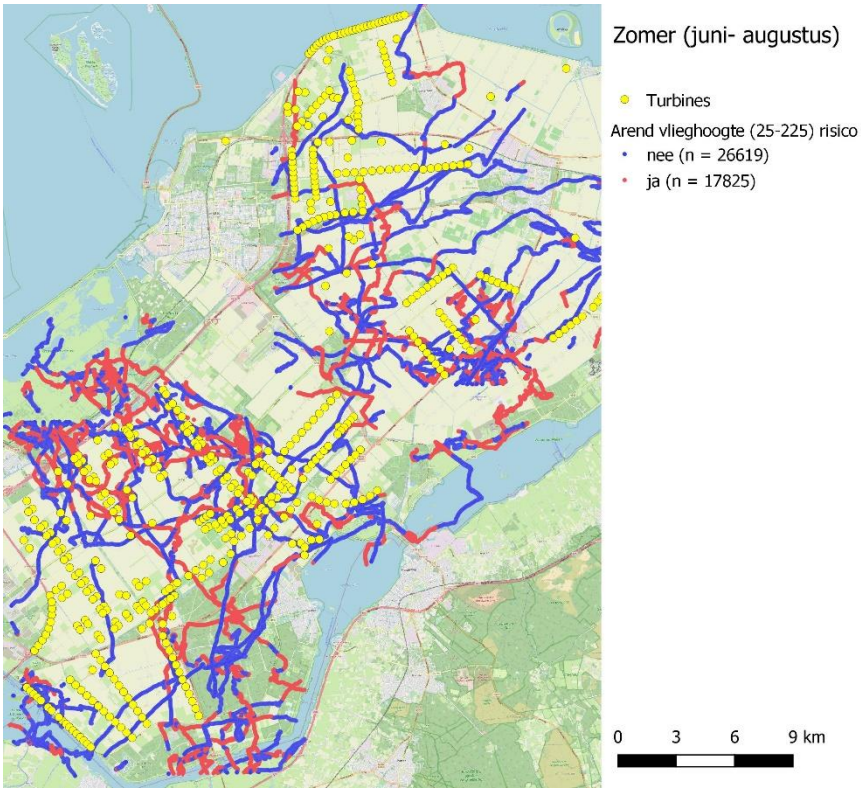
Hoewel de bewegingen van de jonge zeearenden vooral geconcentreerd waren in de Oostvaardersplassen en in de Randmeren, werden de Flevolandse polders – en dan met name het gebied met Windpark Zeewolde – frequent doorkruist in alle seizoenen (Figuur 15). Vooral voor de herfstperiode was er een hoge dichtheid aan tracks door het park – dit is de periode dat de jonge arenden uitzwerven van hun nestgebieden. De arenden vlogen hierbij 51,2% van de hoge-resolutievluchten op rotorhoogte gedurende de lente, 40,1% gedurende de zomen en 41,5% gedurende de herfst (voor de winter waren er te weinig gegevens; Figuur 16).

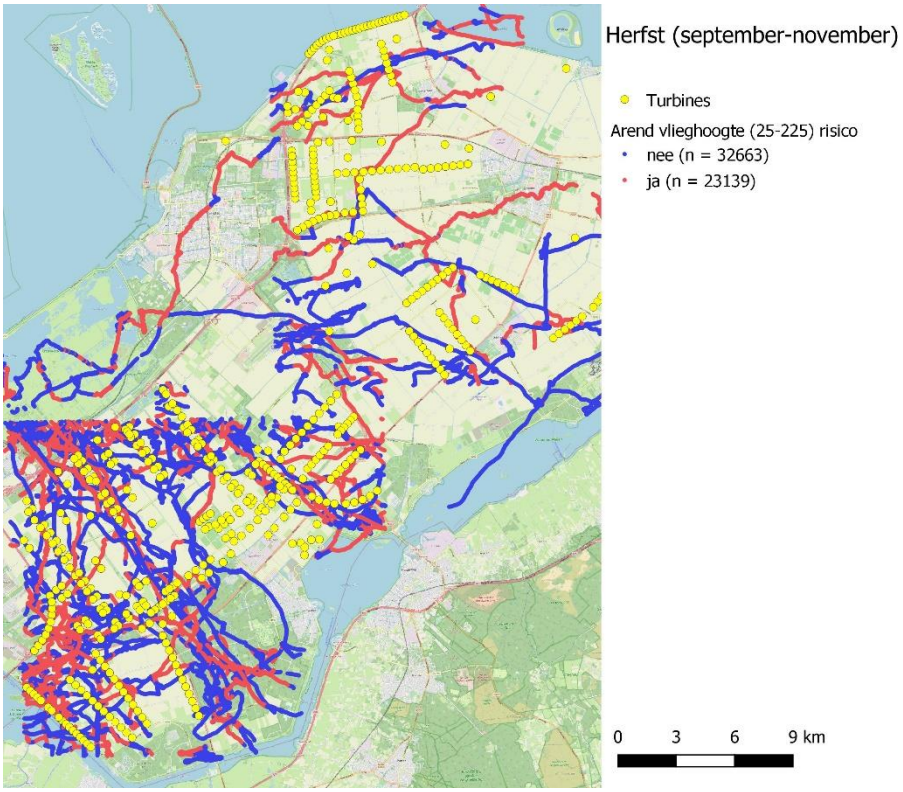




Figuur 15 *Locaties van gezenderde jonge zeearenden in Flevoland in 2019-2021 met interval van 30 minuten in lente, zomer en herfst. De resolutie van gps-trackingdata is het hoogst binnen de geofences.*

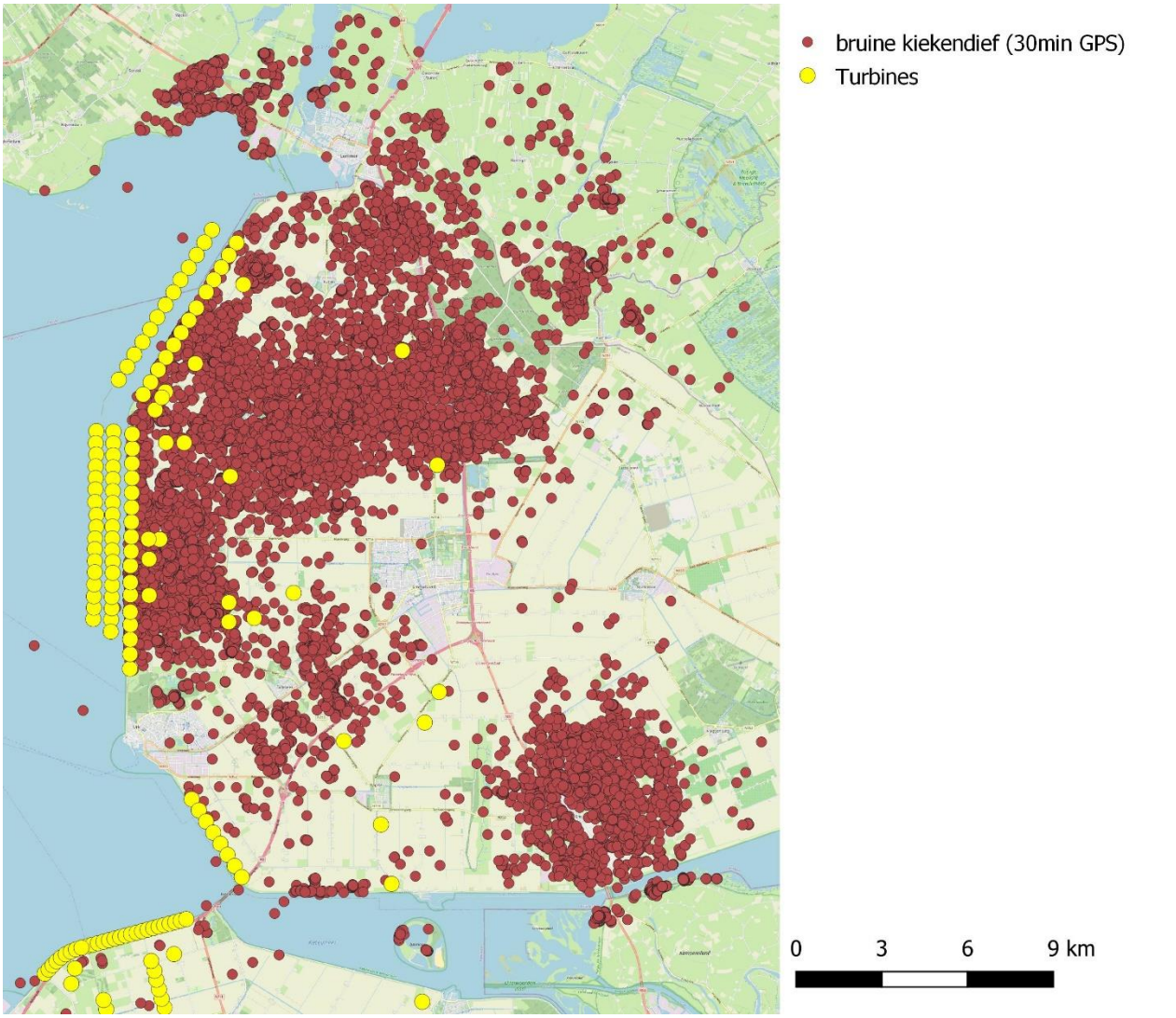

Lente (maart-mei)
Turbines
Arend vlieghoogte (25-225) risico
nee (n = 24142)
ja (n = 25306)
0 3 6 9 km


Zomer (juni- augustus)
Turbines
Arend vlieghoogte (25-225) risico
nee (n = 26619)
ja (n = 17825)
0 3 6 9 km



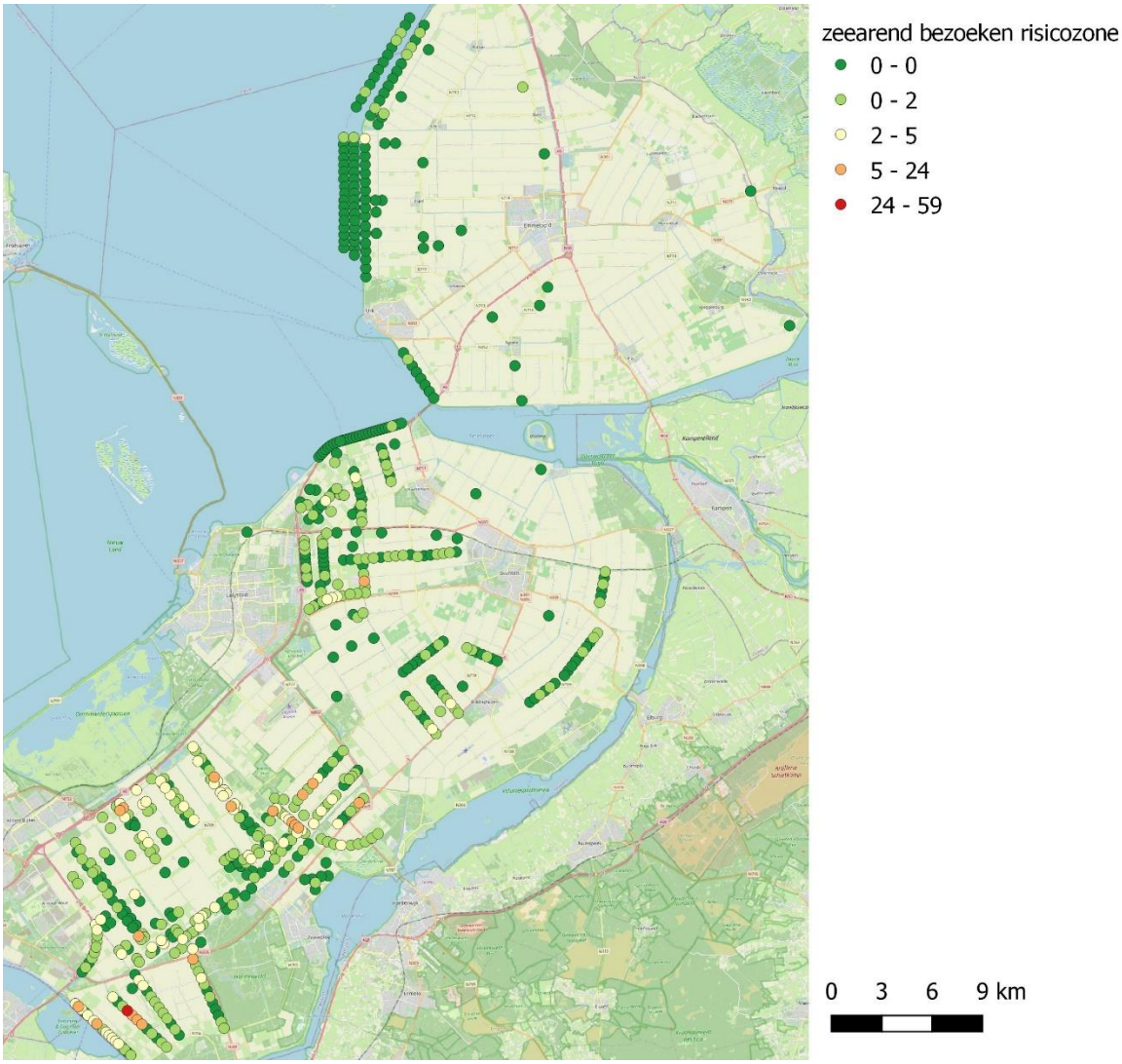
Figuur 16 *Locaties van gezenderde jonge zeearenden in Flevoland in 2019-2021 met interval van 30 minuten in lente, zomer en herfst. De vlieghoogte is aangegeven, zodat duidelijk is waar de arenden binnen en buiten de algemene rotorhoogte vlogen. De resolutie van gps-trackingdata is het hoogst binnen de geofences.*

Voor de gezenderde bruine kiekendieven is het noordwestelijke deel van de Noordoostpolder een gebied met een hoge dichtheid aan zenderposities (Figuur 17), wat vooral een afspiegeling is van waar de vogels gezenderd werden. Duidelijk is dat de bewegingen van de gezenderde kiekendieven geconcentreerd waren rond de windturbines in dit deel van de provincie, vooral de lijnturbines op de dijk van Windpark Noordoostpolder.

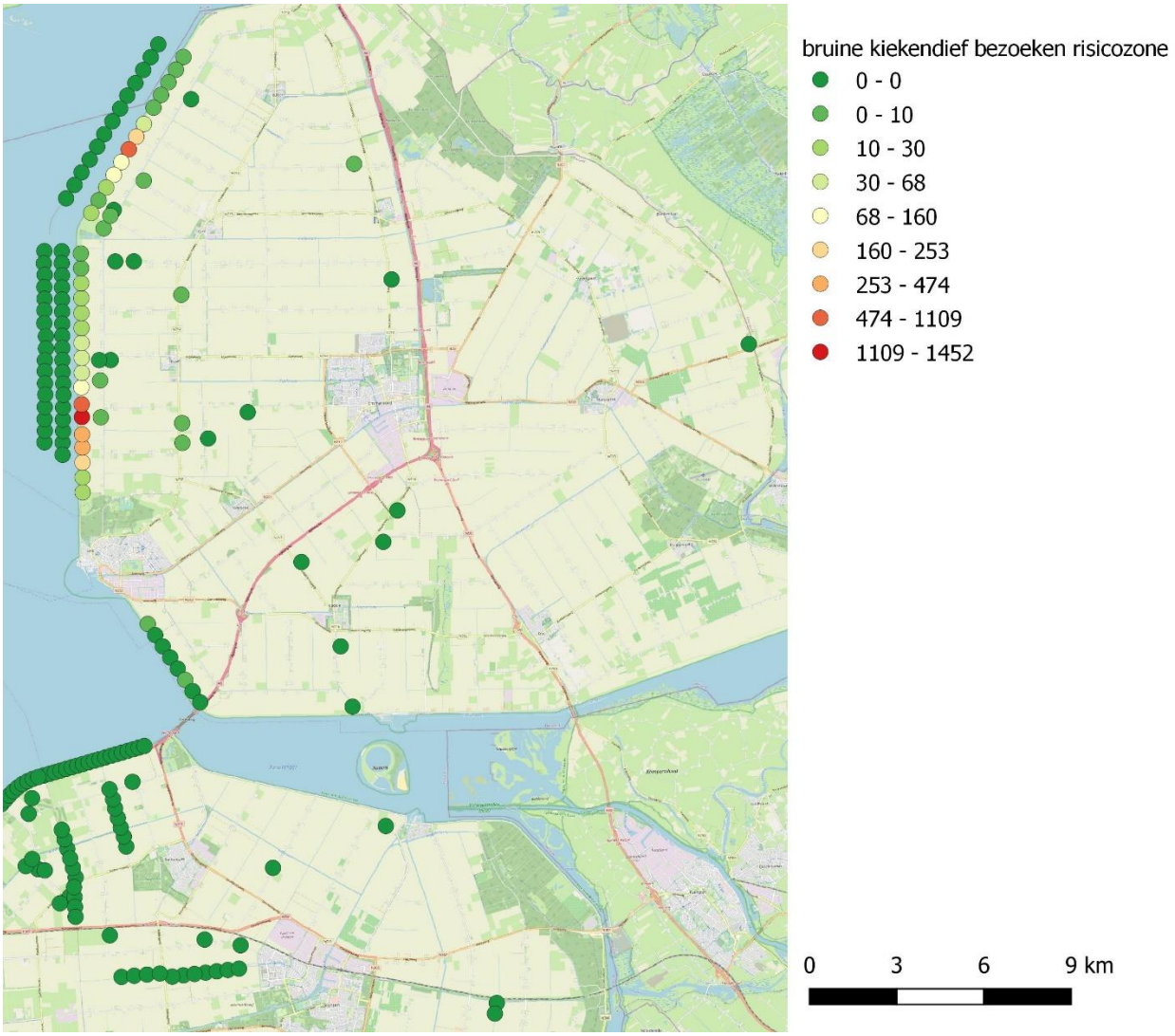


Figuur 17 *Locaties van gezenderde bruine kiekendieven en windturbines in de Noordoostpolder in 2019-2021. Gps-zenderdata met een 30 minuteninterval.*

De meeste passeerbewegingen van jonge zeearenden in de nabijheid van windturbines waren tussen het Veluwemeer en Harderbroek en de Oostvaardersplassen, ten noorden van Zeewolde, en net ten zuiden van de Oostvaardersplassen (Figuur 18a). Voor bruine kiekendieven gold dat de risicovolste turbines zich aan de rand van het IJsselmeer bevonden (Figuur 18b).



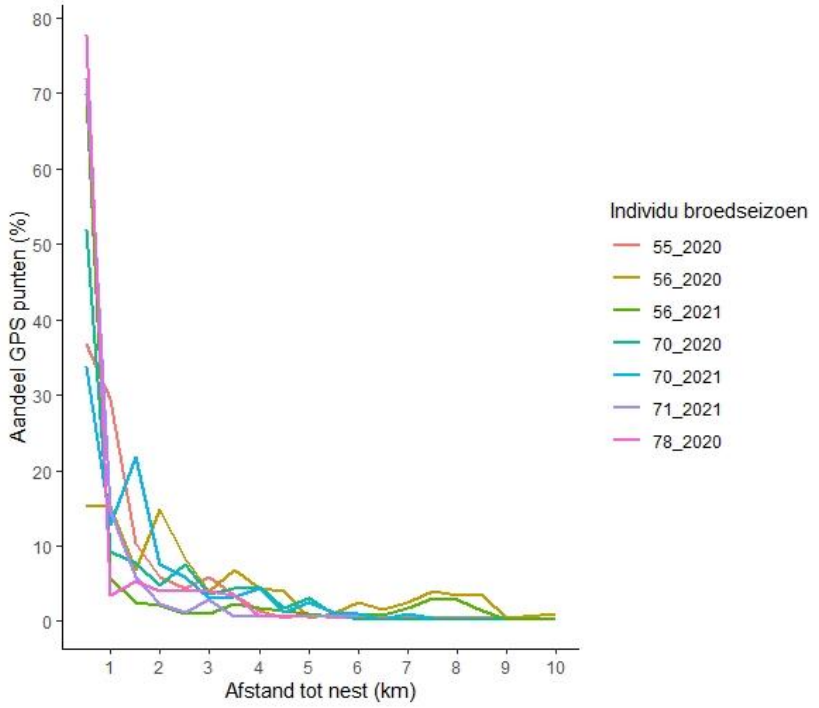
Figuur 18a *Aantal passeerbewegingen in de risicozone van windturbines in Flevoland in 2019-2021 van gezenderde jonge zeearenden.*



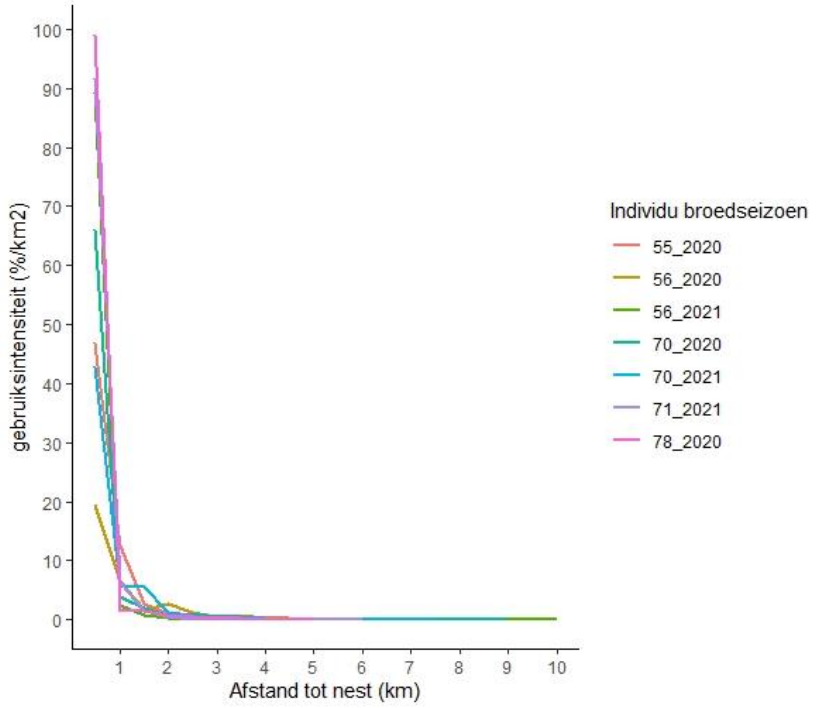
Figuur 18b *Aantal passeerbewegingen in de risicozone van windturbines in Flevoland in 2019-2021 van gezenderde bruine kiekendieven.*

Voor de broedende vrouwen bruine kiekendief gold dat het grootste deel van de gps-posities zich binnen 1 km van het nest bevond, met gemiddeld 51,1% binnen 0,5 km, 12,9% tussen 0,5 en 1 km en 8,6% binnen 1-1,5 km (Figuur 19a). Hoewel dit patroon voor vrouwen vergelijkbaar was tussen individuen, was er meer variatie tussen de mannen; het aandeel gps-locaties piekte bovendien op grotere afstand van het nest voor mannen (Figuur 20a). Voor mannen viel 14,6% van de punten binnen 0,5 km van het nest 11,1% van de gps-punten tussen de 0,5-1 km van het nest en 15,7% binnen 1-1,5 km van het nest.

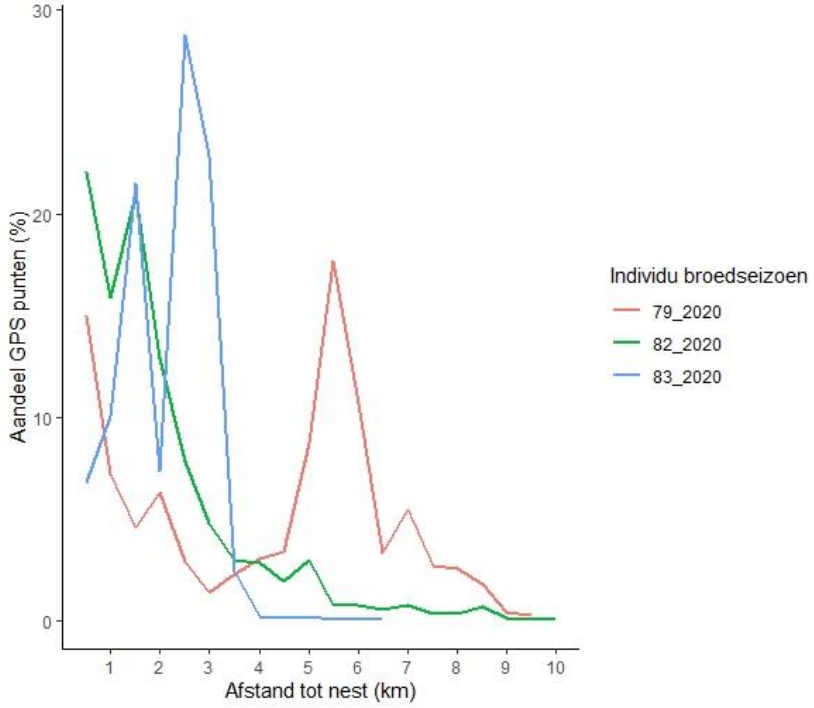
De intensiteit van gebruik van het omliggende gebied maakt gebruik van een correctie van het aandeel gps-posities met het oppervlakte land waarin die posities zich bevinden (Figuren 19b en 20b) en geeft zo een beter beeld van aanvaringsrisico's in relatie tot afstand tot het nest. Voor vrouwen viel die intensiteit van gebruik van 65%/km^2 in de zone tot 0,5 km van het nest tot 5,5%/km^2 tussen 0,5-1 km (Figuur 19b); binnen 1-1,5 km was het aandeel van de punten per km^2 slechts 2,2%. Bij mannen was ook hier meer variatie en een intensiever gebruik tussen 1-3 km dan bij vrouwen (Figuur 20b), hoewel ook bij de mannen de intensiteit van gebruik piekte binnen 0,5 km van het nest. Voor mannen daalde de gebruiksintensiteit van 18,6%/km^2 binnen 0,5 km van het nest tot 4,7%/km^2 tussen 0,5-1 km; tussen 1-1,5 km was de gebruiksintensiteit nog maar 4%/km^2.



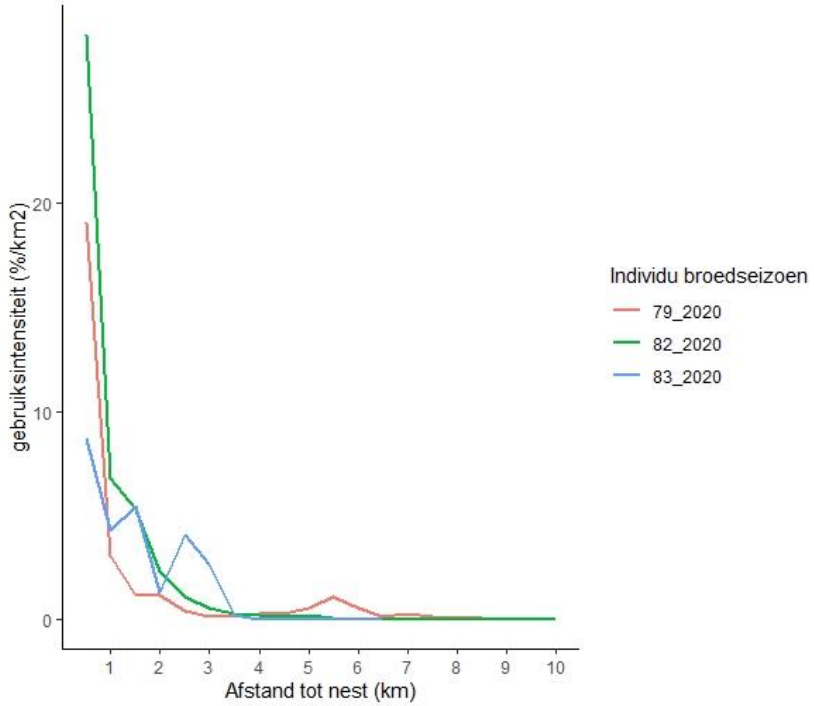
Figuur 19a *Het percentage GPS punten van het totaal aantal gps-punten in afstandsklassen van 500 m vanaf het nest van het betreffende jaar voor iedere vrouw bruine kiekendief met een actief nest.*



Figuur 19b *De gebruiksintensiteit uitgedrukt als het percentage gps-locaties per km^2 in afstandsklassen van 500 m vanaf het nest van het betreffende jaar voor iedere vrouw bruine kiekendief met een actief nest met toenemende afstand tot het nest voor de broedseizoenen 2020 en 2021.*



Figuur 20a *Het percentage GPS punten van het totaal aantal gps-punten in afstandsklassen van 500 m vanaf het nest van het betreffende jaar voor iedere man bruine kiekendief met een actief nest.*



Figuur 20b *De gebruiksintensiteit uitgedrukt als het percentage gps-locaties per km2 in afstandsklassen van 500 m vanaf het nest van het betreffende jaar voor iedere man bruine kiekendief met een actief nest met toenemende afstand tot het nest voor de broedseizoenen 2020 en 2021.*

5. Beoordeling van stilstandmaatregelen

Op basis van analyse van variatie in de aanvaringskans door seizoens-, weer- en omgevingsvariabelen is uitgezocht welke gevolgen hypothetische stilstandmaatregelen kunnen hebben voor aanvaringsrisico's en verlies van energieproductie. Die laatste is uitgedrukt als de proportie van de tijd die de stilstand omvat. Daarbij is de aanname dat die risico's rechtstreeks gerelateerd zijn aan vliegtijd op rotorhoogte. De impactvolste maatregel voor bruine kiekendief is een stilstandvoorziening bij windsnelheden van 3 tot 7 m/s, maar die maatregel zou de helft van de tijd beslaan en daarom niet rendabel zijn (Tabel 5). Niet alle stilstandmaatregelen zijn bovendien even effectief voor beide soorten. Het stoppen van de turbines als het niet regent en bij een temperatuur boven de 25°C zou bijvoorbeeld resulteren in een afname van het aanvaringsrisico voor bruine kiekendieven met bijna 12%, maar slechts 3% voor onvolwassen zeearenden. Helemaal effectief is een stilstandvoorziening van 11 tot 16 uur gedurende het hele jaar. Rekening houdend met beide soorten, zou het stoppen van de turbines van 10 uur tot 18 uur in de maanden april en mei het aanvaringsrisico verminderen met 26% voor bruine kiekendief en 21% voor zeearend (Tabel 5). Dit levert voor beide soorten een relatief sterke vermindering van het aanvaringsrisico op bij een relatief klein verlies aan energieproductie, omdat de maatregel slechts 5,6% van de totale tijd zou innemen op jaarbasis. Het is belangrijk hierbij op te merken dat hier niet de invloed van windsnelheid is meegenomen; door een stilstandvoorziening in een periode met relatief veel wind kan de energieopbrengst lager uitvallen dan dit percentage.

Tabel 5 *Effect van stilstandvoorzieningen op aanvaringsrisico's en de impact op windenergieproductie. Specifieke hypothetische stilstandvoorzieningen zijn weergegeven met de daaruit voortvloeiende vermindering van het aanvaringsrisico voor bruine kiekendieven en onvolwassen zeearenden, evenals het deel van de tijd dat aan die specifieke voorwaarde voldoet. Voorjaar: maart-mei; winter: december-februari; *: tussen 5:00 uur en 22:00 uur. Vetgedrukt de effectiefste methoden, met een hoge ratio van risicovermindering ten opzichte van verlies aan energieproductie.*

Maatregel voor stilstand van turbines	**Vermindering aanvaringsrisico bruine kiekendief (%)**	**Vermindering aanvaringsrisico zeearend (%)**	**Deel van de tijd die aan deze condities voldoet (%)**	**Ratio risicovermindering: proportie van de tijd (bruine kiekendief/ zeearend)**
Van 12 tot 15 uur hele jaar	-31,38	-46,00	12,50	2,51/ **3,68**
Van 11 tot 16 uur hele jaar	-50,07	-68,72	20,83	2,40/ 3,30
*3-7 m/s wind snelheid**	-51,07	-52,13	49,90	1,02/ 1,04
*5-7 m/s wind snelheid**	-25,99	-33,82	24,68	1,05/ 1,37
*Geen regen en Ta > 25ºC**	-11,84	-2,92	2,30	**5,15**/ 1,27
Van 10-18 uur in februari en maart	-0,65	-20,15	5,41	0,12/ **3,72**
Van 10-18 uur in maart	-0,65	-12,40	2,83	0,23/ 4,38
Van 5-9 uur in april-mei	-6,94	-1,72	2,78	2,50/ 0,62
Van 10-18 uur in april-mei	-25,91	-20,84	5,57	**4,65/ 3,74**
Van 12-15 uur in voorjaar en winter	-10,70	-22,05	6,24	1,71/ **3,53**

Discussie

Bij het bepalen van aanvaringsrisico's met windturbines is de tijd die vogels besteden op rotorhoogte een belangrijke factor (Katzner et al., 2012; Tikkanen et al., 2018; Khosravifard et al., 2020). De verdeling van de vlieghoogte volgde bij jonge zeearenden en bruine kiekendieven ongeveer hetzelfde patroon, met het merendeel van de vliegbewegingen beneden de laagste turbinetip van de meeste turbines in de provincie Flevoland. Zeearenden brachten, vergeleken met bruine kiekendieven, een aanmerkelijk groter aandeel van hun vliegtijd op de hoogte van windturbinerotoren door. Dit is vooral te verklaren door verschillen foerageerstrategieën door een andere voedselkeuze: bruine kiekendieven jagen vooral in lage glijvlucht op kleine, algemenere prooien, terwijl zeearenden vaker op grotere hoogten vliegen waar ze minder algemene, lokale prooien of aas beter kunnen detecteren (Ferguson-Lees en Christie, 2001). Het grotere aandeel van vluchten op rotorhoogte bij zeearenden geeft een indicatie dat het aanvaringsrisico voor zeearenden over het algemeen groter is dan voor bruine kiekendieven.

Er moet hier echter nog eens benadrukt worden dat de verschillen in de vlieghoogteverdeling alleen nog niet als verschillen in het aanvaringsrisico tussen de soorten geïnterpreteerd kunnen worden, omdat ook andere relevante aspecten van het vlieggedrag tussen de soorten verschillen. Het gaat dan bijvoorbeeld om de proportie van de tijd die vliegend wordt doorgebracht. Als gevolg van die langere vliegtijd bevonden volwassen bruine kiekendieven zich tijdens hun broedtijd alsnog 34-37 minuten per dag op rotorhoogte, iets minder dan zeearenden in de winter en het voorjaar (respectievelijk 47 en 41 minuten per dag), maar drie keer langer dan zeearenden in de zomer (11 minuten). Met andere woorden, als zeearenden vliegen, doen ze dat vaker op rotorhoogte dan kiekendieven, maar omdat bruine kiekendieven meer vliegen dan zeearenden, ontlopen beide soorten elkaar niet zoveel wat betreft de tijd die aan risicovolle vluchten wordt besteed. De gevonden grotere aantallen windturbineslachtoffers bij zeearenden dan bij bruine kiekendieven in Europa (Dürr, 2021) zou verband kunnen houden met het feit dat dode zeearenden groter zijn en daarom sneller gevonden of langer waarneembaar zijn (Smallwood, 2007); de database van Dürr bevat bovendien veel anekdotische waarnemingen die niet zijn gecorrigeerd voor vindkans en predatiesnelheid, waardoor zeearenden oververtegenwoordigd zouden kunnen zijn. Verder verblijven zeearenden het hele jaar in Europa, terwijl de meeste kiekendieven een aantal maanden van het jaar in Afrika verblijven.

De resultaten laten zien dat er bovendien binnen een soort variatie kan optreden in aanvaringsrisico's met leeftijd en geslacht, zoals bij de bruine kiekendieven. Omdat bruine kiekendiefvrouwen relatief meer tijd op rotorhoogte doorbrachten tijdens het vliegen dan mannen, die gemiddeld weer een groter deel van de tijd in de vlucht doorbrengen, vlogen beide geslachten een vergelijkbare hoeveelheid tijd op rotorhoogte per dag. Onvolwassen bruine kiekendieven vlogen echter minder lang op rotorhoogte per dag, ca. 23 minuten, wat veroorzaakt wordt door minder frequente vluchten van de uitgevlogen jongen die nog van de oudervogels afhankelijk zijn voor hun voedsel. Dit betekent dat de volwassen vogels bij bruine kiekendieven tijdens het broedseizoen een grotere kans maken om te sterven door een aanvaring dan juveniele vogels, wat overeenkomt met resultaten van onderzoek naar bijvoorbeeld rode wouwen (Bellebaum et al., 2013). Dit is van belang, omdat sterfte van volwassen en subadulte vogels een groot effect heeft op de populatieontwikkeling van roofvogels, die vanwege hun lange gemiddelde overleving en trage reproductie veel gevoeliger zijn voor dergelijke sterfte dan andere, kleinere vogelsoorten (Desholm, 2009; Krüger et al., 2010). Wat het effect is van leeftijd op vlieghoogte bij zeearenden kon hier niet worden onderzocht, omdat alleen jonge zeearenden werden gezenderd. Bij zeearenden zou een hogere aanvaringsgevoeligheid van adulte ten opzichte van jonge vogels kunnen worden veroorzaakt door verschillen in sociale interacties en foerageerstrategieën (May et al., 2011; Nadjafzadeh et al., 2016), hoewel een recente studie in Duitsland geen verschil vond in aanvaringskansen tussen leeftijdsgroepen bij zeearenden (Heuck et al., 2020).

Vermijdingsgedrag

De aanvaringsrisico's worden niet alleen bepaald door de tijd waarop de vogels op rotorhoogte vliegen en factoren die daarop van invloed zijn, maar ook door het vermijdingsgedrag van de vogels als ze geconfronteerd worden met een windturbine. De lage vliegintensiteit in het rotorgebied (met hoog

aanvaringsrisico), in vergelijking met de risicozone (lager aanvaringsrisico) en vooral het omringende gebied van de turbines, lijkt te suggereren dat beide soorten de turbines in meer (bruine kiekendief) en mindere mate (zeearend) vermijden. Of de vogels de turbines daadwerkelijk meden moet echter nog bezien worden. De belangrijkste beperking van de hier gepresenteerde analyse is dat het gebied buiten de rotorzone van de turbines disproportioneel veel groter is dan die rotorzone zelf, waardoor er sowieso minder vliegbewegingen in de buurt van de turbines te verwachten zijn. Kwantitatieve analyses voor vermijdingsgedrag zijn zodoende nodig om te bepalen in welke mate de roofvogels uitwijken in de buurt van een turbine. Dit is ook van belang, omdat onderzoek in Noorwegen liet zien dat zeearenden niet uitwijken voor windturbines (Dahl et al., 2013). Vervolgonderzoek zou bijvoorbeeld gebruik kunnen maken van de zogenaamde Step Selection Function (Thurfjell et al., 2014), waarbij daadwerkelijk genomen 'stappen' (gps-punten) worden vergeleken met willekeurige stappen binnen een vliegtraject van een individu. Met deze functie en de verzamelde gps-gegevens zou bepaald kunnen worden of de roofvogels de turbines daadwerkelijk ontwijken door te kiezen voor vluchtrichtingen die op grotere afstand liggen van het rotorgebied van de aanwezige turbines, of dat niet doen.

Effect van weers-, seizoens- en omgevingsomstandigheden op aanvaringsrisico's
Variatie in vlieghoogte bij roofvogels als gevolg van weers- of seizoensinvloeden leiden tot overeenkomstige variatie in aanvaringsrisico's (Péron et al., 2017; Poessel et al., 2018). Van dag tot dag en zelfs binnen een dag kunnen aanvaringsrisico's bij roofvogels daarom verschillen door weersomstandigheden, of afhankelijk van het deel van de broedcyclus waarin ze zich bevinden. Het hogere aandeel vluchten op rotorhoogte na het middaguur en vooral bij droog weer, vergroot de aanvaringsrisico's bij zowel zeearenden als bruine kiekendieven gedurende die perioden. Daarentegen zijn er ook omstandigheden waar het risico's voor de ene soort toeneemt, terwijl het voor de andere soort afneemt; waar bruine kiekendieven juist meer op rotorhoogte vlogen bij lage windsnelheden, deden onvolwassen zeearenden dat juist meer bij hogere windsnelheden.

Ook gedurende het jaar is er variatie in de aanvaringsrisico's door verschillen in vlieghoogte. Bruine kiekendieven vliegen geleidelijk minder op rotorhoogte als het broedseizoen vordert, en onvolwassen zeearenden vliegen in de zomer het minst op rotorhoogte. De piek in vluchten op rotorhoogte bij jonge zeearenden in januari-maart komt overeen met gegevens uit Noorwegen, waar de meeste aanvaringen met turbines bij zeearenden van alle leeftijden plaatsvinden in de late winter en het vroege voorjaar (Nygård et al., 2010).

Tot slot kan vlieghoogte variëren met de inrichting van het landschap of waar de vogels zich bevinden in dat landschap. Vlieghoogte bij roofvogels hangt af van het onderliggende landschap, waarbij vooral reliëf van belang is, zoals ook bij zeearenden werd vastgesteld (Hanssen et al., 2020). Jonge zeearenden vliegen relatief vaker op rotorhoogte boven landbouw of bebouwde kom dan dat ze dat in natuurgebieden doen, wat waarschijnlijk te maken heeft met het feit dat de Flevopolders op hogere hoogte worden doorkruist tijdens pendelvluchten tussen de natuurgebieden dan tijdens lokale foerageervluchten die in die natuurgebieden plaatsvinden.

Evaluatie van de aanvaringsrisico's voor turbines van verschillende hoogte van de rotorzone
Bij de plaatsing van windturbines kan met behulp van gedetailleerde kennis van vliegbewegingen zoals hier gepresenteerd een poging worden gedaan om aanvaringskansen te verminderen. De efficiëntste methode daarvoor is het vermijden van nieuwe windparken waar aanvaringsrisico's groot zijn, maar mitigatie kan zich na de bouw ook richten op stilstandvoorzieningen, het schilderen van rotorbladen, het verplaatsen van relatief risicovolle turbines of het vervangen van lagere door hogere turbines (Marques et al., 2014; Hanssen et al., 2020; May et al., 2020). Er werd vastgesteld dat zowel de tiplaagte van windturbines als de rotordiameter invloed heeft op de verticale overlap van de vlieghoogtes met de rotorzone van zeearenden en bruine kiekendieven, en daarmee waarschijnlijk op het aanvaringsrisico, waarbij het effect van de tiplaagte groter was dan van de diameter. De resultaten laten zien dat met een hogere tiplaagte (d.w.z. een grotere afstand tussen de grond en de rotor) de verticale overlap verminderd kan worden als gevolg van het feit dat bij beide soorten de piek van de vliegactiviteit op relatief lage hoogtes plaatsvindt. Dit geldt overigens ook voor sommige soorten vleermuizen (de laagvliegende soorten als Gewone dwergvleermuis en Laatvlieger) en lokale broedvogels, die voornamelijk laag vliegen.

Een soortgelijk effect werd bijvoorbeeld eerder gevonden bij grauwe, blauwe en bruine kiekendieven in Groningen (Schaub, 2017) en voor een reeks zeevogelsoorten in Engeland (Johnston et al., 2014) en is waarschijnlijk op de meeste vogels, die lokaal in het gebied broeden of zich er stationair ophouden, van toepassing. Er moet echter worden gelet op andere soorten die het merendeel van de vliegbewegingen op grotere hoogten hebben, omdat voor hen het gebruiken van windturbines met grote tiplaagtes waarschijnlijk juist negatief zal uitpakken. Hierbij kan bijvoorbeeld aan dagelijkse vluchten tussen rust- en foerageergebieden worden gedacht (Stumpf et al., 2011). Daarom blijft lokaal onderzoek van het overheersende type van vogelvliegbewegingen in een plangebied belangrijk om de optimale turbinedimensies te bepalen, evenals de locaties voor de plaatsing van nieuwe turbines.

Wat rotordiameter betreft, kon worden vastgesteld dat het aanvaringsrisico per vermogen met toenemende rotordiameters (licht) afneemt. Dit betekent dat het uit natuurbeschermingsperspectief voordelig zou zijn om een bepaald totaal vermogen in een gebied te realiseren door een kleiner aantal turbines met grotere rotoren, in plaats van een groter aantal turbines met kleinere rotoren, weliswaar op voorwaarde dat de tiplaagte bij de grotere turbines niet afneemt. Deze resultaten dienen echter ook met enige terughoudendheid gebruikt te worden, omdat andere relevante factoren in de berekeningen niet meegenomen zijn. Het gaat dan bijvoorbeeld om verschillen in de draaisnelheid van de rotor, de lineaire snelheid van de punten van de wieken en de breedte van de wieken tussen turbines met verschillende rotordiameters. Wel werd eenzelfde conclusie al eerder getrokken op basis van slachtoffertellingen van een grotere groep vogelsoorten (Thaxter et al., 2017).

Ook uit de vergelijking tussen de situatie voor en na de sanering van windturbines in de provincie Flevoland kan geconcludeerd worden dat de sanering met grotere en hogere turbines inderdaad een reductie van de verticale overlap (en dus waarschijnlijk van het aanvaringsrisico) per vermogen oplevert. Aan de andere kant is deze reductie in de huidige plannen niet voldoende om de toename van de totale overlap door het toenemende rotoroppervlak te compenseren, zodat de totale overlap vergeleken met de situatie in 2019, en daarmee het aanvaringsrisico, sterk toeneemt. Die aanvaringsrisico's zouden echter veel sterker zijn toegenomen als voor dezelfde energieproductie was gekozen voor de oudere turbinemodellen in plaats van de hogere, nieuwe modellen.

Het is belangrijk te benadrukken dat de hier gepresenteerde verticale-overlap-index alleen een relatief beeld van het aanvaringsrisico geeft van verschillende turbinetypen en geen indicatie van het te verwachten absolute aantal slachtoffers onder beide soorten. Voor dergelijke schattingen ontbreken op dit moment onder andere de gegevens over het vlieggedrag van volwassen zeearenden, of het aantal en de locatie van broedparen van bruine kiekendieven in de provincie.

Ruimtelijke verschillen in aanvaringsrisico's

De locatie van windturbines is een doorslaggevende factor voor het uiteindelijke aantal aanvaringsslachtoffers (Marques et al., 2014). Wat dat betreft, zullen de hoogste risico's voorkomen waar de vliegbewegingen van kwetsbare soorten geconcentreerd zijn. De risicovolste turbines van Windpark Noordoostpolder voor bruine kiekendieven bevonden zich aan de rand van het IJsselmeer, en dan alleen die op het land en niet de offshore turbines. De bewegingen van de jonge zeearenden waren vooral geconcentreerd in de Oostvaardersplassen en op en rond de Randmeren. Dat dit belangrijke gebieden zijn voor zeearenden werd ook al in de Milieueffectrapportage voor Windpark Zeewolde geconcludeerd (Van der Wind et al., 2016). De gps-zendergegevens laten verder zien dat het gebied van Windpark Zeewolde vaker wordt doorkruist door zeearenden dan eerder werd aangenomen in de MER en dat het meer dan een beperkt aantal vliegbewegingen betreft. Daarmee zijn de aanvaringskansen met turbines in dit gebied onderschat. Uit het zenderonderzoek blijkt namelijk dat zeearenden regelmatig door de polder en Windpark Zeewolde vlogen en kwamen ze ook in de risicozone van de meerderheid van de turbines, tot aan enkele tientallen passeerbewegingen voor sommige windturbines. Dat dergelijke vliegbewegingen tot sterfte kunnen leiden in dit gebied is inmiddels bekend; drie subadulte zeearenden stierven na een aanvaring met een windturbine in een Flevopolder: één langs de Ellerweg in Biddinghuizen in november 2008 (De Roder en Bijlsma, 2009), één langs de Reigerweg in maart 2018 (Buij en Jansman, 2019; Figuur 21) en in januari 2022 een als nestjong gezenderde vogel uit Flevoland zelf (Van Rijn et al., 2022). Twee zeearenden werden toevalligerwijs opgemerkt en gemeld door de vinder; het werkelijke aantal slachtoffers ligt waarschijnlijk hoger. Het is dus onjuist om sterfte door aanvaringen in de Flevopolders bij voorbaat als te

verwaarlozen te beschouwen. Verder kan nog worden opgemerkt dat de turbines er permanent staan en dat de gevonden dichtheid aan vliegbewegingen, hoewel substantieel, alleen een beperkte periode en een klein deel van de zeearenden in dit gebied betreft.

Figuur 21 *Sub-adulte zeearend na aanvaring met een windturbine langs de Reigerweg, Flevoland, maart 2018 (foto: Hugh Jansman).*

Mitigatie – waarom en hoe?

Het is onbekend wat sterfte door aanvaringen met windturbines zal betekenen voor de populatieontwikkeling van zeearend en bruine kiekendieven in Flevoland, vooral omdat de omvang van die sterfte en wat voor gevolgen dat heeft voor de gemiddelde overleving op dit moment onbekend is. Wel zijn er voorbeelden van elders, die aangeven dat de sterfte door aanvaringen met turbines belangrijk kan zijn. Op het eiland Smøla in Noorwegen bijvoorbeeld stierf een derde van de adulte zeearenden als gevolg van een aanvaring met een windturbine in twaalf jaar tijd (Dahl, 2014) en 4 van 36 gezenderde zeearenden kwamen om door windturbine-aanvaringen binnen vijf jaar na zenderen (Nygård et al., 2010). Onderzoek bij windpark Eemshaven in 2009-2014 toonde aan dat een geschatte zes bruine kiekendieven per jaar sneuvelden door aanvaringen met turbines in dit park (Klop en Brenninkmeijer, 2014). Dat dergelijke hoge sterfte door aanvaringen een negatief effect kan hebben op roofvogelpopulaties is bekend (Carrete et al., 2009) en bepaalde roofvogelpopulaties bij windparken blijven alleen stabiel door voortdurende immigratie van nieuwe dieren die de sterfte compenseren (Katzner et al., 2017). Zo kan een windpark in een aantrekkelijk gebied als een ecologische val werken, waarbij hoge sterfte niet tot uitdrukking hoeft te komen in een afname van de lokale populatie. Bij een toenemende populatie, zoals die van zeearenden in Nederland, kan de sterfte de groei remmen, als de sterfte tenminste extra sterfte is en niet in de plaats komt van andere sterfteoorzaken (Schaub, 2012).

Zowel zeearend als bruine kiekendief is bovendien gevoeliger voor 'verwaarloosbare' extra sterfte dan verondersteld door gebruik van de 1% additionele sterfte (ORNIS-)norm in Nederland. Bij 1% extra sterfte bovenop de natuurlijke sterfte vermindert de populatiegrootte in tien jaar met 2% en 3% bij respectievelijk bruine kiekendief en zeearend (Schippers et al., 2020). Het gaat dan om het effect van cumulatieve sterfte door alle aanvaringen met windparken in Nederland en het buitenland, die nog niet is bepaald. Als voor die cumulatieve extra sterfte 5% wordt gehanteerd, neemt de populatiegrootte voor respectievelijk bruine kiekendief en zeearend af met 8% en 12% (Schippers et al., 2020). Zeker voor bruine kiekendief die sinds de jaren 90 van de vorige eeuw afneemt in Nederland (Sovon, 2021), is dat een belangrijke extra druk op de populatie.

Om nadelige effecten van sterfte te voorkomen, zou de provincie uit voorzorg een aantal mitigatiemaatregelen kunnen nemen dat de sterfte verlaagt. Op basis van de hier gepresenteerde resultaten is de sanering van lagere turbines met minder, hogere turbines potentieel gunstig geweest voor beide soorten, omdat de aanvaringsrisico's per opgewekt vermogen lager zijn bij de grotere turbines. Ondanks het kleinere aantal turbines en de gemiddeld hogere tiplaagte in de nieuwe situatie, wijzen onze resultaten erop dat de verticale overlap (en dus waarschijnlijk het aanvaringsrisico) in absolute zin sterk toeneemt door de veel grotere diameters en daarmee de forse toename in het totale rotoroppervlak van de nieuwe turbines. Het aanvaringsrisico wordt echter door nog meer factoren bepaald, zoals weersomstandigheden en de plaatsing van de turbines in het landschap en ten opzichte van concentraties van vliegbewegingen, zoals bij nesten. De locatie van de turbines ten opzichte van de nestlocaties is van belang voor bruine kiekendieven, en eenzelfde resultaat werd gevonden voor volwassen zeearenden met nesten in Noorwegen (Dahl, 2014). Een ander aspect dat van belang is bij aanvaringsrisico's is de ruimtelijke clustering van turbines, waarbij negatieve effecten voor territoriale, mobiele roofvogels kleiner zullen zijn als windturbines worden geclusterd in het landschap, omdat dan de kans dat een turbine in de buurt van een nest staat wordt verkleind (Schaub, 2012). In welke mate de aanvaringsrisico's veranderd zijn na *repowering* door relocatie van turbines uit de buurt van nesten is op dit moment moeilijk in te schatten, omdat vliegbewegingen van adulte territoriale zeearenden niet zijn onderzocht en omdat broedlocaties van bruine kiekendieven veranderlijk en grotendeels onbekend zijn.

Naast ruimtelijke planning kan voor de risicovolste turbines aan een stilstandvoorziening of cameradetectie worden gedacht. Rekening houdend met beide soorten en met een naar verhouding korte stilstandperiode, zou het stoppen van de turbines van 10 uur tot 18 uur in de maanden april en mei het aanvaringsrisico verminderen met 26% voor bruine kiekendief en met 21% voor zeearend. Een dergelijke vermindering van het aanvaringsrisico kan worden bereikt met stilstand die slechts ca. 6% van de totale tijd zou innemen. Dergelijke maatregelen zouden zich moeten richten op de turbines met de meeste risicovolle passeerbewegingen, zoals hier gepresenteerd. Bij een completer overzicht van nestplekken dan nu beschikbaar is, kunnen op basis van de gps-data van gezenderde bruine kiekendieven bij een selectie van nesten modellen worden ontwikkeld om habitatgebruik te voorspellen. Dit zou een verfijning betekenen ten opzichte van het gebruik van eenvoudige buffers rond een nestplaats, waardoor windenergieontwikkeling beter kan doorgaan zonder verhoogd sterfterisico voor roofvogels (Murgatroyd et al., 2021). Daarvoor is dan wel meer inzicht nodig over nestlocaties van bruine kiekendieven, omdat die voor een groot deel van Flevoland op dit moment ontbreekt (van zeearenden worden alle nesten gevonden en gemonitord door de Werkgroep Zeearend). Voor de zeearenden zouden voor dit doel volwassen arenden moeten worden gezenderd of kunnen de data worden gebruikt van de gezenderde arenden als die deel gaan uitmaken van de broedpopulatie.

Conclusies

Dit onderzoek laat zien dat de toename van de aanvaringsrisico's voor zeearenden en bruine kiekendieven in Flevoland met de sterke stijging van de energieproductie relatief beperkt is gebleven door de inzet van grotere, hogere turbines met meer vermogen dan voorheen. Toch zijn de aanvaringsrisico's in absolute zin sterk toegenomen, vooral voor jonge zeearenden. Ook laten de gps-data zien dat de Flevolandse polders vaker worden doorkruist door zeearenden dan eerder werd aangenomen. Hieruit kan de conclusie getrokken worden dat bij toekomstige MER onderzoeken meer onderzoek naar de daadwerkelijke vliegbewegingen nodig zijn, voordat conclusies over de frequentie van vliegbewegingen worden getrokken. Voor bruine kiekendieven is Windpark Noordoostpolder een gebied met een hoge dichtheid aan risicovolle vliegbewegingen, op basis van de vliegbewegingen die een afspiegeling zijn van een hoge dichtheid aan bruine kiekendief-broedparen in dit deel van Flevoland. Tot op heden werden echter in vijf jaar monitoring in Windpark Noordoostpolder geen bruine kiekendieven als slachtoffers gevonden (E. Klop, pers. mededeling, 2022), wat mogelijk deels te maken heeft met hun vermijdingsgedrag in de buurt van turbines.

Hoewel onbekend is wat sterfte door aanvaringen met windturbines zal betekenen voor de populatieontwikkeling van zeearend en bruine kiekendieven in Flevoland, zou de provincie een aantal voorzorgsmaatregelen kunnen nemen. Bij plannen voor nieuwe windparken zou rekening kunnen worden gehouden met de hier gepresenteerde resultaten om de sterfte door aanvaringen te beperken, hoewel het huidige beleid geen nieuwe initiatieven meer toestaat en alleen nog Windplan West wordt uitgewerkt. Het verminderen van aanvaringsrisico's kan met verschillende mitigatiemethoden en dan vooral op die plekken waar de aanvaringsrisico's hoog zijn. Het zwart verven van een van de wieken is een mogelijk effectief middel om aanvaringen te voorkomen, hoewel de effectiviteit voor roofvogels in het bijzonder nog duidelijk zal moeten worden aangetoond. Een Noorse studie heeft laten zien dat het zwart verven van wieken een reductie van 70% van vogelaanvaringen kan opleveren (May et al., 2020), maar dat resultaat is niet per definitie van toepassing op roofvogels die met specifieke beperkingen zoals een ander blikveld te maken hebben in vergelijking met andere vogels (Martin et al., 2012). Ook was die studie te beperkt in opzet om conclusies m.b.t. de effectiviteit van een zwarte wiek voor een breder soortenspectrum of in andere gebieden of landschappen te kunnen trekken; hopelijk geeft lopend onderzoek wat betreft effectiviteit van zwarte wieken bij windparken in Nederland daar meer duidelijkheid over.

Verder is een cameradetectiesysteem op turbines dat vliegende arenden detecteert, classificeert en beslist of afzonderlijke turbines moeten worden stilgezet om mogelijke botsingen te voorkomen, effectief gebleken in het verminderen van aanvaringen door arenden. Bij een test van een dergelijk systeem in de Verenigde Staten bleek een reductie in het aantal aanvaringen van 82% mogelijk in vergelijking met controle-turbines (McClure et al., 2021). Er kunnen ook stilstandvoorzieningen worden getroffen in tijden van het jaar waarin aanvaringsrisico's het grootst zijn. Duidelijk is dat dergelijke methoden niet de oplossing zijn en nog steeds voor sterfte zorgen, zodat ruimtelijke planning van turbines – uit de buurt van belangrijke broed- en foerageergebieden – de effectiefste mitigatiemethode blijft. Een buffer van minimaal 500 m van nestplekken rond toekomstige turbines is een andere belangrijke maatregel voor bruine kiekendieven, zeker rond concentraties van broedparen zoals in de Oostvaardersplassen. Voor zeearenden is een dergelijke bufferafstand van nesten niet bepaald, omdat er geen volwassen zeearenden zijn gezenderd, maar onderzoek in Noorwegen liet zien dat overleving van arenden afneemt in een straal van 5 km van het windpark (Dahl, 2014). Bij een compleet beeld van nestplekken van bruine kiekendieven in Flevoland kunnen op basis van de gps-data van gezenderde bruine kiekendieven bij een selectie van nesten ruimtelijke modellen worden ontwikkeld om habitatgebruik te voorspellen, en dit is ook voor zeearenden mogelijk. Zo kan een verfijning worden gemaakt van risicovolle gebieden, wat het conflict tussen de kwetsbare roofvogels en de ontwikkeling van hernieuwbare energie in de provincie minimaliseert.

Dankwoord

We danken Nicolai Bolt, Sarah Nietiedt en Lisette Sipman van de Provincie Flevoland voor het verstrekken van de opdracht en inhoudelijk overleg voor, tijdens en na de uitvoering van het project. We danken Jan Nagel, Jacques van der Ploeg, Werkgroep Roofvogels NOP en Werkgroep Zeearend Nederland voor de samenwerking en het ter beschikking stellen van gegevens. De auteurs zijn daarnaast erkentelijk voor de financiering via het WUR Kennisbasisprogramma: KB36 Biodiversiteit in een Natuurinclusieve Samenleving (projectnummer KB36-5200044844) - dat wordt ondersteund door het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit. Staatsbosbeheer (Boswachterij Spijk-Bremerberg) en het Flevo-landschap (Lepelaarplassen) worden bedankt voor de toestemming van, en de bijdragen aan het onderzoek. Vincent Troost, Willem van Manen (Lepelaarplassen) en Pepijn Calle klommen in de nestbomen. Willem van Manen assisteerde bij het aanbrengen van de zeearend zenders.

Literatuur

Band, B. en Band, B., 2012. Using a collision risk model to assess bird collision risks for offshore windfarms. British Trust for Ornithology.

Band, W., Madders, M. en Whitfield, D.P., 2007. Developing field and analytical methods to assess avian collision risk at wind farms. Birds and wind farms: risk assessment and mitigation, pp.259-275.

Bastos, R., Pinhanços, A., Santos, M., Fernandes, R.F., Vicente, J.R., Morinha, F., Honrado, J.P., Travassos, P., Barros, P. en Cabral, J.A., 2016. Evaluating the regional cumulative impact of wind farms on birds: how can spatially explicit dynamic modelling improve impact assessments and monitoring? Journal of Applied Ecology, 53(5), pp.1330-1340.

Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S., Christensen, R.H.B., Singmann, H., Dai, B., Scheipl, F. en Grothendieck, G., 2011. Package 'lme4'. Linear mixed-effects models using S4 classes. R package version, 1(6).

Bellebaum, J., Korner-Nievergelt, F., Dürr, T. en Mammen, U., 2013. Wind turbine fatalities approach a level of concern in a raptor population. Journal for Nature Conservation, 21(6), pp.394-400.

Bijlsma, R.G., Hustings, F. en Camphuysen, C.J., 2001. Schaarse en algemene vogels van Nederland. Avifauna van Nederland, 2.

Bivand, R., Lewin-Koh, N., Pebesma, E., Archer, E., Baddeley, A., Bearman, N., Bibiko, H.J., Brey, S., Callahan, J., Carrillo, G. en Dray, S., 2022. Package 'maptools'.

Buij, R. en Jansman, H., 2019. Wederom een dode Zeearend Haliaeetus albicilla door een aanvaring met een windturbine in Flevoland. De Takkeling, 27(2), pp.138-145.

Buij, R., Jongbloed, R., Geelhoed, S., van der Jeugd, H., Klop, E., Lagerveld, S., Limpens, H., Meeuwsen, H., Ottburg, F., Schippers, P. en Tamis, J., 2018. Kwetsbare soorten voor energie-infrastructuur in Nederland: overzicht van effecten van hernieuwbare energie-infrastructuur en hoogspanningslijnen op de kwetsbare soorten vogels, vleermuizen, zeezoogdieren en vissen, en oplossingsrichtingen voor een natuurinclusieve energietransitie.

Bruggen, J.V., van Kleunen, A., van den Bremer, L., Hallmann, C., Sierdsema, H., van der Hut, R. en Beemster, N., 2011. Jaar van de Bruine Kiekendief 2010.

Carrete, M., Sánchez-Zapata, J.A., Benítez, J.R., Lobón, M. en Donázar, J.A., 2009. Large scale risk-assessment of wind- farms on population viability of a globally endangered long-lived raptor. Biological Conservation, 142(12), pp.2954-2961.

Chamberlain, D.E., Rehfisch, M.R., Fox, A.D., Desholm, M. en Anthony, S.J., 2006. The effect of avoidance rates on bird mortality predictions made by wind turbine collision risk models. Ibis, 148, pp.198-202.

Cleasby, I.R., Wakefield, E.D., Bearhop, S., Bodey, T.W., Votier, S.C. en Hamer, K.C., 2015. Three-dimensional tracking of a wide-ranging marine predator: flight heights and vulnerability to offshore wind farms. Journal of Applied Ecology, 52(6), pp.1474-1482.

Dahl, E.L., 2014. Population dynamics in white-tailed eagle at an on-shore wind farm area in coastal Norway.

Dahl, E.L., May, R., Hoel, P.L., Bevanger, K., Pedersen, H.C., Røskaft, E. en Stokke, B.G., 2013. White-tailed eagles (Haliaeetus albicilla) at the Smøla wind-power plant, Central Norway, lack behavioral flight responses to wind turbines. Wildlife Society Bulletin, 37(1), pp.66-74.

De Lucas, M., Janss, G.F., Whitfield, D.P. en Ferrer, M., 2008. Collision fatality of raptors in wind farms does not depend on raptor abundance. Journal of Applied Ecology, 45(6), pp.1695-1703.

De Roder, F. en G Bijlsma, R., 2009. Zeearend Haliaeetus albicilla in Oostelijk Flevoland gedood door windturbine. De Takkeling, 17(1), pp.68-73.

Desholm, M., 2009. Avian sensitivity to mortality: Prioritising migratory bird species for assessment at proposed wind farms. Journal of Environmental Management, 90(8), pp.2672-2679.

Dijkstra, C. en Zijlstra, M., 1997. Reproduction of the Marsh Harrier Circus aeruginosus in recent land reclamations in The Netherlands. ARDEA-WAGENINGEN-, 85, pp.37-50.

Dürr, T. 2021. Vogelverluste an Windenergieanlagen / bird fatalities at windturbines in Europe. Dokumentation aus der zentralen Datenbank der Staatlichen Vogelschutzwarte im Landesamt für Umwelt Brandenburg. Stand mei 2021.

https://lfu.brandenburg.de/lfu/de/aufgaben/natur/artenschutz/vogelschutzwarte/arbeitsschwerpunkte/auswirkungen-von-windenergieanlagen-auf-voegel-und-fledermaeuse/
Ferguson-Lees, J. en Christie, D.A., 2001. Raptors of the world. Houghton Mifflin Harcourt.
Ferrer, M., de Lucas, M., Janss, G.F., Casado, E., Munoz, A.R., Bechard, M.J. en Calabuig, C.P., 2012. Weak relationship between risk assessment studies and recorded mortality in wind farms. Journal of Applied Ecology, 49(1), pp.38-46.
Grolemund, G. en Wickham, H., 2011. Dates and times made easy with lubridate. Journal of Statistical Software, 40, pp.1-25.
Grünkorn, T., Blew, J., Krüger, O., Potiek, A., Reichenbach, M., von Rönn, J., Timmermann, H., Weitekamp, S. en Nehls, G., 2017. A Large-Scale, Multispecies Assessment of Avian Mortality Rates at Land-Based Wind Turbines in Northern Germany. In Wind Energy and Wildlife Interactions (pp. 43-64). Springer, Cham.
Hartig, F. en Hartig, M.F., 2017. Package 'DHARMa'. R package.
Hanssen, F., May, R. en Nygård, T., 2020. High-resolution modeling of uplift landscapes can inform micrositing of wind turbines for soaring raptors. Environmental Management, 66(3), pp.319-332.
Heuck, C., Herrmann, C., Wendt, J., Krone, O., Brandl, R. en Albrecht, J., 2020. Sex-but not age-biased wind turbine collision mortality in the white-tailed eagle Haliaeetus albicilla. Journal of Ornithology, 161(3), pp.753-757.
Jarvis, A., Reuter, H.I., Nelson, A. en Guevara, E., 2008. Hole-filled Seamless SRTM Data V4. Palmira: International Centre for Tropical Agriculture. Available at: http://srtm.csi.cgiar.org (accessed 30 April 2019).
Johnston, A., Cook, A.S.C.P., Wright, L.J., Humphreys, E.M. en Burton, N.H.K., 2014. Modelling flight heights of marine birds to more accurately assess collision risk with offshore wind turbines. Journal of Applied Ecology, 51, pp.31–41.
Katzner, T.E., Brandes, D., Miller, T., Lanzone, M., Maisonneuve, C., Tremblay, J.A., Mulvihill, R. en Merovich Jr, G.T., 2012. Topography drives migratory flight altitude of golden eagles: implications for on-shore wind energy development. Journal of Applied Ecology, 49(5), pp.1178-1186.
Katzner, T.E., Nelson, D.M., Braham, M.A., Doyle, J.M., Fernandez, N.B., Duerr, A.E., Bloom, P.H., Fitzpatrick, M.C., Miller, T.A., Culver, R.C. en Braswell, L., 2017. Golden Eagle fatalities and the continental-scale consequences of local wind-energy generation. Conservation Biology, 31(2), pp.406-415.
Khosravifard, S., Skidmore, A.K., Naimi, B., Venus, V., Muñoz, A.R. en Toxopeus, A.G., 2020. Identifying birds' collision risk with wind turbines using a multidimensional utilization distribution method. Wildlife Society Bulletin, 44(1), pp.191-199.
Kitowski, I., 2009. Social learning of hunting skills in juvenile marsh harriers Circus aeruginosus. Journal of Ethology, 27(3), pp.327-332.
Klop, L.F. en Brenninkmeijer, A., 2014. Monitoring aanvaringsslachtoffers Windpark Eemshaven 2009-2014: eindrapportage vijf jaar monitoring. Altenburg en Wymenga, ecologisch onderzoek.
Korner-Nievergelt, F., Roth, T., Von Felten, S., Guélat, J., Almasi, B. en Korner-Nievergelt, P., 2015. Bayesian data analysis in ecology using linear models with R, BUGS, and Stan. Academic Press.
Krüger, O., Grünkorn, T., en Struwe-Juhl, B., 2010. The return of the whitetailed eagle (Haliaeetus albicilla) to northern Germany: Modelling the past to predict the future. Biological Conservation, 143, pp.710–721.
Marques, A.T., Batalha, H., Rodrigues, S., Costa, H., Pereira, M.J.R., Fonseca, C., Mascarenhas, M. en Bernardino, J., 2014. Understanding bird collisions at wind farms: An updated review on the causes and possible mitigation strategies. Biological Conservation, 179, pp.40-52.
Martin, G.R., Portugal, S.J. en Murn, C.P., 2012. Visual fields, foraging and collision vulnerability in Gyps vultures. Ibis, 154(3), pp.626-631.
May, R., Nygård, T., Dahl, E.L. en Bevanger, K., 2013. Habitat utilization in white-tailed eagles (Haliaeetus albicilla) and the displacement impact of the Smøla wind-power plant. Wildlife Society Bulletin, 37(1), pp.75-83.
May, R.F., Nygård, T., Dahl, E.L., Reitan, O. en Bevanger, K.M., 2011. Collision risk in white-tailed eagles. Modelling kernel-based collision risk using satellite telemetry data in Smøla wind power plant.
May, R., Nygård, T., Falkdalen, U., Åström, J., Hamre, Ø. en Stokke, B.G., 2020. Paint it black: Efficacy of increased wind turbine rotor blade visibility to reduce avian fatalities. Ecology and Evolution, 10(16), pp. 8927-8935.

McClure, C.J., Rolek, B.W., Dunn, L., McCabe, J.D., Martinson, L. en Katzner, T., 2021. Eagle fatalities are reduced by automated curtailment of wind turbines. Journal of Applied Ecology, 58(3), pp.446-452.
Murgatroyd, M., Bouten, W. en Amar, A., 2021. A predictive model for improving placement of wind turbines to minimise collision risk potential for a large soaring raptor. Journal of Applied Ecology, 58(4), pp.857-868.
Nadjafzadeh, M., Voigt, C.C., en Krone, O. 2016. Spatial, seasonal and individual variation in the diet of White-tailed Eagles Haliaeetus albicilla assessed using stable isotope ratios. Ibis, 158, pp.1–15.
Nygård, T., Bevanger, K., Dahl, E.L., Flagstad, Ø., Follestad, A., Hoel, P.L., May, R. en Reitan, O., 2010. A study of White-tailed Eagle Haliaeetus albicilla movements and mortality at a wind farm in Norway. BOU Proceedings-Climate Change and Birds. British Ornithologists' Union. http://www.bou.org.uk/bouproc-net/ccb/nygard-etal.pdf
Péron, G., Fleming, C.H., Duriez, O., Fluhr, J., Itty, C., Lambertucci, S., Safi, K., Shepard, E.L. en Calabrese, J.M., 2017. The energy landscape predicts flight height and wind turbine collision hazard in three species of large soaring raptor. Journal of Applied Ecology, 54(6), pp.1895-1906.
Péron, G., Calabrese, J.M., Duriez, O., Fleming, C.H., García-Jiménez, R., Johnston, A., Lambertucci, S.A., Safi, K. en Shepard, E.L., 2020. The challenges of estimating the distribution of flight heights from telemetry or altimetry data. Animal Biotelemetry, 8(1), pp.1-13.
Plonczkier, P. en Simms, I.C., 2012. Radar monitoring of migrating pink-footed geese: behavioural responses to offshore wind farm development. Journal of Applied Ecology, 49(5), pp.1187-1194.
Poessel, S. A., Brandt, J., Mendenhall, L., Braham, M. A., Lanzone, M. J., Mcgann, A. J., et al., 2018. Flight response to spatial and temporal correlates informs risk from wind turbines to the California Condor. Condor 120, 330–342. doi: 10.1650/CONDOR-17-100.1.
QGIS.org, 2022. QGIS Geografisch InformatieSysteem. QGIS Association. https://www.qgis.org
Reid, T., Krüger, S., Whitfield, D.P. en Amar, A., 2015. Using spatial analyses of bearded vulture movements in southern Africa to inform wind turbine placement. Journal of Applied Ecology, 52(4), pp.881-892.
Ripley, B., Venables, B., Bates, D. M., Hornik, K., Gebhardt, A., Firth, D., en Ripley, M.B., 2013. Package 'mass'. Cran r, 538, 113-120.
Roscioni, F., Russo, D., Di Febbraro, M., Frate, L., Carranza, M.L. en Loy, A., 2013. Regional-scale modelling of the cumulative impact of wind farms on bats. Biodiversity and Conservation, 8, pp.1821–1835.
Rymešová, D., Raab, R., Machálková, V., Horal, D., Dorňáková, D., Rozsypalová, L., Spakovszky, P. en Literák, I., 2021. First-year dispersal in white-tailed eagles Haliaeetus albicilla. European Journal of Wildlife Research, 67(3), pp.1-14.
Schaub, M., 2012. Spatial distribution of wind turbines is crucial for the survival of red kite populations. Biological Conservation, 155, pp.111-118.
Schaub, T., 2017. Potential collision risk of harriers Circus spp. with wind turbines during breeding season derived from GPS tracking. Master Thesis, Universiteit Potsdam.
Schaub, T., Klaassen, R.H.G., Bouten, W., Schlaich, A.E. en Koks, B.J., 2020. Collision risk of Montagu's Harriers Circus pygargus with wind turbines derived from high-resolution GPS tracking. Ibis, 162, pp.520–534.
Schaub, T. en Schlaich, A., 2020. Raum- und Habitatnutzung von Wiesenweihen und Rohrweihen in Mittelund Ostwestfalen: Auswertungen von GPS-Telemetrie-Daten aus 2017-2020. GKARapport 2020-11. Stichting Grauwe Kiekendief – Kenniscentrum Akkervogels, Scheemda.
Schippers, P., Buij, R., Schotman, A., Verboom, J., van der Jeugd, H. en Jongejans, E., 2020. Mortality limits used in wind energy impact assessment underestimate impacts of wind farms on bird populations. Ecology and Evolution, 10(13), pp.6274-6287.
Schuster, E., Bulling, L. en Köppel, J., 2015. Consolidating the state of knowledge: a synoptical review of wind energy's wildlife effects. Environmental management, 56(2), pp.300-331.
Sergio, F., 2003. From individual behaviour to population pattern: weather-dependent foraging and breeding performance in black kites. Animal behaviour, 66(6), pp.1109-1117.
Signer, J., Fieberg, J., en Avgar, T., 2019. Animal movement tools (amt): R package for managing tracking data and conducting habitat selection analyses. Ecology and Evolution, 9(2), pp.880-890.
Slowikowski, K., 2017. Color points by density with ggplot2. Found on URL: https://slowkow.com/notes/ggplot2-color-by-density/
Smallwood, K.S., 2007. Estimating wind turbine-caused bird mortality. The Journal of Wildlife Management, 71(8), pp.2781-2791.

Stumpf, J.P., Denis, N., Hamer, T.E., Johnson, G. en Verschuyl, J., 2011. Flight height distribution and collision risk of the Marbled Murrelet Brachyramphus marmoratus: methodology and preliminary results. Mar. Ornithol., 39, pp.123–128.

Thaxter, C.B., Buchanan, G.M., Carr, J., Butchart, S.H., Newbold, T., Green, R.E., Tobias, J.A., Foden, W.B., O'Brien, S. en Pearce-Higgins, J.W., 2017. Bird and bat species' global vulnerability to collision mortality at wind farms revealed through a trait-based assessment. Proc. R. Soc. B, 284(1862), p.20170829.

Thurfjell, H., Ciuti, S. en Boyce, M.S., 2014. Applications of step-selection functions in ecology and conservation. Movement Ecology, 2(1), pp.1-12.

Tikkanen, H., Balotari-Chiebao, F., Laaksonen, T., Pakanen, V.M. en Rytkönen, S., 2018. Habitat use of flying subadult White-tailed Eagles (Haliaeetus albicilla): implications for land use and wind power plant planning. Ornis Fennica, 95(4).

Vasilakis, D.P., Whitfield, D.P. en Kati, V., 2017. A balanced solution to the cumulative threat of industrialized wind farm development on cinereous vultures (Aegypius monachus) in south-eastern Europe. PloS one, 12(2), p.e0172685.

Van Rijn, S., van den Berg, A., de Boer, P., Dekker, J., Deuzeman, S., van Straalen, D. en Kleefstra, R., 2018. Broedende Zeearenden in Nederland in 2006-. Limosa, 201892, pp.3-15.

Van Rijn, S., de Boer, P., Buij, R., Dekker, J., Deuzeman, S. en van Straalen, D., 2020. Eerste stappen van jonge Nederlandse Zeearenden Haliaeetus albicilla met GPS-GSM zenders. De Takkeling, 28(1), pp.55-61.

Van Rijn, S., van Straalen, D. en Buij, R., 2022. Opnieuw in Nederland gezenderde Zeearend omgekomen door windturbine. Nature Today, 3 februari 2022.

Vavrek, Matthew J., 2020. Package 'fossil'. URL: https://cran.r-project.org/package=fossil

Wickham, H., en Wickham, M. H., 2015. Package 'reshape'. URL: https://cran.r-project.org/package=reshape

Wickham, H., en Chang, W., 2016. Package 'ggplot2'. Create elegant data visualisations using the grammar of graphics. Version, 2(1), 1-189.

Wind F. van der, Edink M., Starmans J., Pustjens W., Vogelaar B. en de Bekker J., 2016. Milieueffectrapportage Windpark Zeewolde. Pondera Consult, Hengelo.

Bijlage 1 Modelresultaten vlieg- en alle fixes voor zeearend en bruine kiekendief

Bruine kiekendief: vliegfixes

Voor modellen met dag van het jaar:

	Parameterschatting	Std. Error	z waarde	Pr(>|z|)
(INTERCEPT)	-2.2438522	0.34788968	-6.4498958	1.119271e-10
TIJD_DEC_1	-9.0702703	3.94274941	-2.3004937	2.142026e-02
TIJD_DEC_2	-63.7795436	3.41836286	-18.6579208	1.088862e-77
TIJD_DEC_3	-12.8156945	3.20683475	-3.9963689	6.432149e-05
TIJD_DEC_4	23.6763936	3.22508641	7.3413207	2.114964e-13
WINDSNELHEID	-0.2273299	0.02178944	-10.4330301	1.752101e-25
REGENVAL1	-0.4435656	0.06404211	-6.9261561	4.324292e-12
GESLACHT	0.6557203	0.33560259	1.9538596	5.071783e-02
DAGJAAR_1	-62.8027035	5.33322393	-11.7757485	5.205302e-32
DAGJAAR_2	-1.3420703	3.44723256	-0.3893182	6.970408e-01
DAGJAAR_3	13.2727911	2.97302408	4.4644075	8.029061e-06
TURBINE_BUFFER1	-0.4877520	0.07450250	-6.5467872	5.878803e-11
AFSTAND_NEST	-0.6688688	0.05221694	-12.8094220	1.452122e-37
TEMPERATUUR_1	-2.6591821	4.65525785	-0.5712212	5.678497e-01
TEMPERATUUR _2	23.0399899	3.02626082	7.6133524	2.670764e-14

Voor modellen met broedseizoen:

	Parameterschatting	Std. Error	z waarde	Pr(>|z|)
(INTERCEPT)	-1.83966272	0.38887910	-4.7306804	2.237686e-06
BROEDFASE 2	0.01281788	0.07589678	0.1688857	8.658865e-01
BROEDFASE 3	-0.43555583	0.08735826	-4.9858577	6.168755e-07
BROEDFASE 4	-0.57049705	0.10420127	-5.4749528	4.376282e-08
BROEDFASE 5	-0.97172278	0.10731607	-9.0547738	1.368511e-19
BROEDFASE 6	-0.76196343	0.20110206	-3.7889389	1.512921e-04

Bruine kiekendief: alle fixes

Voor modellen met dag van het jaar:

	Parameterschatting	Std. Error	z waarde	Pr(>|z|)
(INTERCEPT)	-3.3015213	0.29754551	-11.095853	1.314000e-28
TIJD_DEC_1	14.5407706	8.19973463	1.773322	7.617535e-02
TIJD_DEC_2	-264.9074844	8.79436164	-30.122423	2.464721e-199
WINDSNELHEID	-0.2419223	0.02174295	-11.126472	9.325394e-29
REGENVAL1	-0.6821022	0.06319005	-10.794456	3.656215e-27
DAGJAAR_1	-90.6828138	10.74258987	-8.441429	3.134803e-17
DAGJAAR_2	-44.9458536	6.68134960	-6.727062	1.731229e-11
DAGJAAR_3	-18.4663464	6.48322049	-2.848329	4.394943e-03
DAGJAAR_4	31.1999071	5.36918648	5.810919	6.213087e-09
TURBINE_BUFFER	-0.4696300	0.07533583	-6.233820	4.551960e-10
AFSTAND_NEST	-1.3121672	0.05205261	-25.208479	3.233869e-140
TEMPERATUUR_1	-38.1643566	9.02013749	-4.231017	2.326369e-05
TEMPERATUUR_2	39.7592175	5.48706117	7.245995	4.292761e-13
BROEDFASE 2	-0.3090260	0.06451806	-4.7897597	1.669812e-06
BROEDFASE 3	-0.2817789	0.06354513	-4.4343123	9.236665e-06
BROEDFASE 4	-0.0786348	0.08791666	-0.8944243	3.710949e-01
BROEDFASE 5	-0.7541332	0.08635363	-8.7330807	2.478280e-18
BROEDFASE 6	-0.9013209	0.18380993	-4.9035488	9.412056e-07

Voor modellen met broedseizoen:

	Parameterschatting	Std. Error	z waarde	Pr(>|z|)
(INTERCEPT)	-3.2905827	0.31321951	-10.5056761	8.133784e-26
BROEDFASE 2	-0.3090260	0.06451806	-4.7897597	1.669812e-06
BROEDFASE 3	-0.2817789	0.06354513	-4.4343123	9.236665e-06
BROEDFASE 4	-0.0786348	0.08791666	-0.8944243	3.710949e-01
BROEDFASE 5	-0.7541332	0.08635363	-8.7330807	2.478280e-18
BROEDFASE 6	-0.9013209	0.18380993	-4.9035488	9.412056e-07

Zeearend: vliegfixes

Voor modellen met dag van het jaar:

	Parameterschatting	Std. Error	z waarde	Pr(>|z|)
(INTERCEPT)	-0.5379977	0.10303092	-5.2217109	1.772776e-07
TIJD_DEC_1	-0.4238261	2.48529324	-0.1705336	8.645905e-01
TIJD_DEC_2	-33.8873129	2.72441356	-12.4383880	1.617351e-35
WINDSNELHEID	0.1468347	0.02776533	5.2884183	1.233786e-07
DAGJAAR_1	-21.1515185	2.54283639	-8.3180808	8.939909e-17
DAGJAAR_2	13.5780474	2.25609501	6.0183846	1.761663e-09
HABITAT2	-0.1982836	0.06207047	-3.1944921	1.400771e-03

Voor modellen met jaar en seizoen:

	Parameterschatting	Std. Error	z waarde	Pr(>|z|)
(INTERCEPT)	-2.22504630	0.36290890	-6.1311428	8.725003e-10
TIJD_DEC_1	-3.49508797	6.18247017	-0.5653223	5.718546e-01
TIJD_DEC_2	-183.56848785	5.53301553	-33.1769334	2.316366e-241
TIJD_DEC_3	13.38025291	5.40998037	2.4732535	1.338891e-02
WINDSNELHEID	0.07929391	0.02253672	3.5184315	4.341058e-04
REGENVAL1	-0.64907634	0.06638876	-9.7769015	1.414754e-22
DAGJAAR_1	8.70289976	6.94264214	1.2535429	2.100082e-01
DAGJAAR_2	41.67677610	5.65942341	7.3641382	1.782949e-13
DAGJAAR_3	-3.54312725	4.75921779	-0.7444768	4.565881e-01
DAGJAAR_4	-47.41502506	4.24138959	-11.1791251	5.159610e-29
TURBINE_BUFFER1	0.48904635	0.12623455	3.8741085	1.070157e-04
HABITAT2	-0.87517863	0.06109154	-14.3256932	1.512117e-46

Zeearend: alle fixes

	Parameterschatting	Std. Error	z waarde	Pr(>|z|)
(INTERCEPT)	-1.85830712	0.28456887	-6.5302545	6.565804e-11
LENTE	0.19456361	0.07866560	2.4732996	1.338719e-02
ZOMER	-0.93363379	0.09882263	-9.4475711	3.467840e-21
HERFST	-0.19183039	0.09968617	-1.9243431	5.431159e-02

Wageningen Environmental Research
Postbus 47
6700 AA Wageningen
T 0317 48 07 00
wur.nl/environmental-research

Wageningen Environmental Research
Rapport 3169
ISSN 1566-7197

De missie van Wageningen University & Research is ‘To explore the potential of nature to improve the quality of life’. Binnen Wageningen University & Research bundelen Wageningen University en gespecialiseerde onderzoeksinstituten van Stichting Wageningen Research hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 30 vestigingen, 7.200 medewerkers (6.400 fte) en 13.200 studenten behoort Wageningen University & Research wereldwijd tot de aansprekende kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen verschillende disciplines vormen het hart van de unieke Wageningen aanpak.

To explore the potential of nature to improve the quality of life

Wageningen Environmental Research
Postbus 47
6700 AB Wageningen
T 0317 48 07 00
wur.nl/environmental-research

Rapport 3169
ISSN 1566-7197

De missie van Wageningen University & Research is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen University & Research bundelen Wageningen University en gespecialiseerde onderzoeksinstituten van Stichting Wageningen Research hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 30 vestigingen, 7.200 medewerkers (6.400 fte) en 13.200 studenten behoort Wageningen University & Research wereldwijd tot de aansprekende kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen verschillende disciplines vormen het hart van de unieke Wageningen aanpak.