



**Vlaanderen**  
is wetenschap

# Effecten van windturbines op vogels en vleermuizen in Vlaanderen

Leidraad voor risicoanalyse en monitoring.

Joris Everaert

INSTITUUT  
NATUUR- EN BOSONDERZOEK

**Auteurs:**

Joris Everaert  
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) is het Vlaams onderzoeks- en kenniscentrum voor natuur en het duurzame beheer en gebruik ervan. Het INBO verricht onderzoek en levert kennis aan al wie het beleid voorbereidt, uitvoert of erin geïnteresseerd is.

**Vestiging:**

INBO Brussel  
Kliniekstraat 25, B-1070 Brussel  
www.inbo.be

**e-mail:**

joris.everaert@inbo.be

**Wijze van citeren:**

Everaert J. (2015). Effecten van windturbines op vogels en vleermuizen in Vlaanderen. Leidraad voor risicoanalyse en monitoring. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2015 (INBO.R.2015.6498022). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

**D/2014/3241/373**

**INBO.R.2015.6498022**

**ISSN: 1782-9054**

**Verantwoordelijke uitgever:**

Maurice Hoffmann

**Druk:**

Managementondersteunende Diensten van de Vlaamse overheid

**Foto cover:**

Windturbines en vliegende fauna (Joris Everaert)



# **Effecten van windturbines op vogels en vleermuizen in Vlaanderen**

## **Leidraad voor risicoanalyse en monitoring**

**Joris Everaert**

**INBO.R.2015.6498022**

## **Dankwoord**

Vershillende personen hebben nuttige opmerkingen gegeven op voorlopige versies van vernieuwde onderdelen in dit update rapport, waaronder de beleidsverantwoordelijken van het Agentschap voor Natuur en Bos (ANB) en deskundigen op gebied van vogels en vleermuizen. Met hun waardevolle opmerkingen werd in deze eindversie daar waar mogelijk rekening gehouden.

## Samenvatting

Het voorliggende rapport vervangt en integreert de publicaties van Everaert *et al.* (2011) en Everaert & Peymen (2013). In deze update zijn actualisaties op basis van nieuwe wetenschappelijke kennis opgenomen, inclusief nieuwe meer gerichte aanbevelingen en een eerste versie van een risicoatlas voor vleermuizen.

Het rapport moet gezien worden als een leidraad die informatie en aanbevelingen over de mogelijke effecten van windturbines op vogels en vleermuizen in Vlaanderen omvat. Het rapport maakt vooral duidelijk welke stappen er in de risicoanalyse kunnen ondernomen worden bij geplande projecten en plannen rond windenergie, en waar de nodige informatie kan gevonden worden om die stappen goed uit te voeren. Verder bevat het rapport ook beknopte aanbevelingen voor monitoring na het plaatsen van de windturbines.

De 'Vlaamse risicoatlas vogels-windturbines' en een eerste versie van de 'Vlaamse risicoatlas vleermuizen-windturbines' maken deel uit van de leidraad. De kaarten van deze risicoatlassen zijn als geoloket online raadpleegbaar via de INBO website ([www.inbo.be](http://www.inbo.be) – zoeken op: 'risicoatlas windturbines'). De risicoatlassen geven aan waar en waarom bepaalde gebieden een potentieel risico vormen voor vogels of vleermuizen bij het plaatsen van windturbines. Geen enkele risicoklasse is automatisch uitgesloten voor het plaatsen van windturbines. De atlasen geven enkel een eerste signaal en zijn dus slechts het startpunt in de detailanalyse voor geplande windturbines op project- of planniveau. In deze detailanalyse kan een deskundige onderzoeken of de effecten al dan niet betekenisvol kunnen zijn voor de aanwezige natuurwaarden.

## Abstract

This update guidance report replaces and integrates the publications of Everaert *et al.* (2011) and Everaert & Peymen (2013). It includes information and recommendations concerning the possible effects of wind turbines on birds and bats in Flanders (northern part of Belgium). The report makes clear what assessment steps can be taken for planned projects and plans of wind farms, and where the necessary information can be found to proceed these steps. Information for monitoring after the construction of the turbines, is also included.

The guideline also includes a wind farm vulnerability atlases for birds and bats. The component maps of these atlases can be consulted in a geographical web application via the website of INBO ([www.inbo.be](http://www.inbo.be) – search: 'risicoatlas windturbines'). In these vulnerability maps, Flanders is divided into areas with a risk gradation of 0 to 3. Based on the available information, the atlases show where and why there is a potential risk for birds and bats when wind turbines should be build in these areas, and what steps (impact analysis) can be taken.

The vulnerability atlases for birds and bats have their limitations, but experts can use it as starting points for environmental impact analysis at a local level. The chance of significant impact will play an important part in the final assessment.

## Inhoudstafel

<b>1</b>	<b>ALGEMENE INLEIDING</b> .....	<b>8</b>
<b>2</b>	<b>INHOUD EN DOELSTELLINGEN VAN HET RAPPORT</b> .....	<b>10</b>
<b>3</b>	<b>ECOLOGISCHE BASISINFORMATIE OVER VOGELS EN VLEERMUIZEN</b> ... ..	<b>11</b>
<b>3.1</b>	<b>Vogels</b> .....	<b>11</b>
3.1.1	Leefgebieden voor het voortplanten, foerageren en slapen .....	11
3.1.2	Vliegbewegingen .....	12
3.1.3	Trends van soorten en zeldzaamheid .....	13
<b>3.2</b>	<b>Vleermuizen</b> .....	<b>13</b>
3.2.1	Leefgebieden voor het voortplanten en slapen .....	13
3.2.2	Vliegbewegingen .....	14
3.2.3	Trends van soorten en zeldzaamheid .....	15
<b>4</b>	<b>RISICOANALYSE</b> .....	<b>16</b>
<b>4.1</b>	<b>Beschrijving van het voorgenomen project of plan</b> .....	<b>17</b>
<b>4.2</b>	<b>Juridisch en beleidsmatig kader</b> .....	<b>17</b>
4.2.1	Beleidsplannen over windenergie .....	17
4.2.2	Specifieke aanbevelingen over windenergie.....	20
<b>4.3</b>	<b>Gegevens in de Vlaamse risicoatlassen van vogels en vleermuizen</b> .....	<b>22</b>
<b>4.4</b>	<b>Beschikbare lokale gegevens van vogels en vleermuizen</b> .....	<b>23</b>
<b>4.5</b>	<b>Bijkomende metingen</b> .....	<b>23</b>
4.5.1	Methodes voor metingen van vogels .....	25
4.5.2	Methodes voor metingen van vleermuizen .....	28
<b>4.6</b>	<b>Beschrijving van de referentiesituatie en de geplande ontwikkelingen</b> .....	<b>34</b>
<b>4.7</b>	<b>Studiegebied, te behandelen soorten en globale methodiek</b> .....	<b>34</b>
<b>4.8</b>	<b>Informatie voor de effectbeschrijving</b> .....	<b>37</b>
4.8.1	Verstoring bij vogels .....	37
4.8.2	Mortaliteit bij vogels .....	43
4.8.3	Verstoring en mortaliteit bij vleermuizen .....	52
<b>4.9</b>	<b>Informatie voor de effectbeoordeling</b> .....	<b>59</b>
4.9.1	Verstoring bij vogels .....	59
4.9.2	Mortaliteit bij vogels .....	61
4.9.3	Verstoring en mortaliteit bij vleermuizen .....	63
<b>4.10</b>	<b>Effectvermindering en compensatie</b> .....	<b>65</b>
4.10.1	Vermijden van effecten door macro- & micro-siting .....	65
4.10.2	Milderende maatregelen.....	65
4.10.3	Compenserende maatregelen .....	68

<b>5</b>	<b>MONITORING VAN DE EFFECTEN</b> .....	<b>69</b>
5.1	Doelstellingen.....	69
5.2	Methodes .....	69
5.2.1	Mortaliteit .....	69
5.2.2	Risico op mortaliteit.....	69
5.2.3	Verstoring .....	70
5.2.4	Periode van monitoring .....	71
<b>6</b>	<b>KENNISLEEMTES EN AANBEVELINGEN</b> .....	<b>72</b>
<b>7</b>	<b>BIJLAGEN</b> .....	<b>73</b>
7.1	Risicoatlassen.....	74
7.1.1	Vlaamse risicoatlas vogels-windturbines .....	74
7.1.2	Vlaamse risicoatlas vleermuizen-windturbines.....	94
7.2	Meest voorkomende vogelsoorten buiten broedseizoen in pleister- en rustgebied.....	99
7.3	Meegenomen vogelsoorten buiten broedseizoen op de slaappleaatsen .....	100
7.4	Meegenomen vogelsoorten voor de broedkolonies .....	100
7.5	Broedvogelsoorten risicoatlas vogels-winturbines .....	101
7.6	Aanvaringskans lokale vliegbewegingen vogels .....	103
7.7	Aanvaringskans en mogelijke invloed op het gedrag vleermuizen.....	104
<b>8</b>	<b>REFERENTIES</b> .....	<b>105</b>

# 1 ALGEMENE INLEIDING

De Vlaamse overheid heeft grote ambities om het aandeel hernieuwbare energiebronnen zoals windenergie aanzienlijk te verhogen. De voordelen van windenergie zijn duidelijk. Wind is onuitputtelijk en het omzetten van wind naar elektriciteit is vrij van enige reststof. Windenergie heeft samen met andere duurzame energiebronnen de potentie om een grote bijdrage te leveren aan het behalen van de internationale doelstellingen voor het beperken van CO<sub>2</sub> uitstoot. Het is hierbij van belang dat deze energiebronnen op alle vlakken zo duurzaam mogelijk zijn en dat hierbij schade aan de natuur wordt vermeden (Europese Commissie, 2010; Birdlife Europe, 2011).

Aangezien windturbines in bepaalde omstandigheden een effect kunnen veroorzaken op vogels en vleermuizen, werd windenergie door Birdlife Europe (2011) geclassificeerd onder "medium conservation risk technologies" in die zin dat "de ontwikkeling hiervan voorzichtig moet worden aangepakt". Windturbines kunnen immers in bepaalde situaties een gevaar vormen voor vliegende fauna. Vogels en vleermuizen kunnen in aanvaring komen met windturbines of terechtkomen in de luchtverplaatsing achter turbines. Ze kunnen soms ook dermate verstoord worden dat gebieden met turbines gemeden of minder aantrekkelijk worden.

Effecten op andere diersoorten dan vogels en vleermuizen zijn zeer beperkt tot afwezig. Voor deze soorten (bv. kleine ongewervelde dieren) gelden naar verwachting enkel zeer lokale directe effecten door het fysiek verdwijnen of ongeschikt worden van habitat ten gevolge van de inplanting van de mast met fundering (Winkelman *et al.*, 2008). Ze worden dan ook niet verder besproken in dit rapport. Ook voor flora gaat men ervan uit dat het effect van windturbines beperkt is tot een zeer lokaal effect door de inplanting van de mast en fundering, toegangswegen e.d. en eventuele tijdelijke grondwaterwijzigingen.

Omwille van het toenemend aantal windturbines wordt bij voorkeur rekening gehouden met cumulatieve negatieve effecten. Een groeiend aantal windturbines zorgt voor een extra druk bovenop de reeds bestaande bronnen van negatieve impact zoals hoogspanningslijnen, verkeer, rechtstreekse en onrechtstreekse aantasting van natuurgebieden enz. Zowel de toename van duurzame energiebronnen als het vermijden van betekenisvolle verstoring van natuurwaarden, zijn van belang. Hierbij kan duurzame energiewinning in bepaalde gevallen interfereren en mogelijk zelfs strijdig zijn met natuur- en landschapsregelgeving (Kistenkas, 2010). Door een goede strategische planning kunnen natuurwaarden zoveel mogelijk worden gevrijwaard. Indien er toch een conflict kan optreden, moeten de mogelijke effecten op voorhand voldoende onderzocht worden, en waar mogelijk kunnen milderende of compenserende maatregelen worden ingebouwd (Europese Commissie, 2010; Birdlife Europe, 2011).

Een goed plaatsingsbeleid rond windenergie moet een strategische planning op regionaal, (inter)nationaal en ook offshore niveau inhouden. Op basis van informatie zoals het windaanbod, bewoning, beschermde en andere gevoelige gebieden, trekroutes enz. kan men dan komen tot best geschikte locaties voor windparken.

Algemeen gesteld leiden de onderzoeksresultaten tot de aanbeveling om nieuwe windturbineparken bij voorkeur niet nabij belangrijke broed-, pleister-, rust- en doortrekgebieden van vogels en vleermuizen te plaatsen. De mogelijke impact bij geplande windturbineparken moet steeds worden onderzocht. In geval van een potentiële betekenisvolle impact op de fauna, geldt het voorzorgsbeginsel. Ondanks alle mogelijke milderende maatregelen, is de locatiekeuze ('macro-siting') nog steeds primordiaal om de impact te beperken. Dit moet dan ook de eerste fase zijn bij het selecteren van windturbinelocaties (Gove *et al.*, 2013; Rodrigues *et al.*, 2014; May *et al.*, 2015; Peste *et al.*, 2015). Afhankelijk van het gebruik van het gebied (bv. industriegebied, woongebied, natuurgebied) en het belang voor fauna, kan het aangewezen zijn de configuratie van het windpark te wijzigen of milderende en compenserende maatregelen te nemen.

In 2000 startte het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) in opdracht van de Vlaamse overheid (Vlaams Energieagentschap) een project op om de nodige kennis op te bouwen over de interacties tussen windturbines en vogels in Vlaanderen. Het onderzoek bestond oorspronkelijk uit een tweeluik: de opmaak van een beleidsondersteunende vogelatlas met bijzondere concentratiegebieden en (lokale) trekroutes enerzijds (zie Everaert *et al.* 2003), en adviesverlening en monitoring anderzijds. Vanaf 2002 werd in kader van een vervolgproject



verder onderzoek verricht en ging er ook meer aandacht naar vleermuizen. Resultaten van de monitoring zijn verschenen in enkele rapporten en artikels. De resultaten van de monitoring zijn terug te vinden in Everaert *et al.* (2002), Everaert & Stienen (2007), Everaert (2008e) en Everaert (2014a).

De wetenschappelijke kennis over aanvaringskansen, uitwijkpercentages en verstoringsafstanden, is nog in ontwikkeling. Omwille van een relatief beperkt aantal studies met robuuste onderzoeksmethoden, diverse betrokken omgevingsfactoren enz., zijn er vaak grote variaties in de gerapporteerde resultaten. Door verder onderzoek zal de kennis de komende jaren verbeteren. In dit rapport is hierom in verschillende delen een onderscheid gemaakt tussen een theoretisch kader en een huidig haalbare invulling in Vlaanderen. Er worden ook verdere onderzoeksvragen geformuleerd.



## 2 INHOUD EN DOELSTELLINGEN VAN HET RAPPORT

Omwille van de vraag naar een update van de risicoatlas vogels uit 2003, werd in 2010 beslist om een ondersteunend instrument te maken over de inplanting van windturbines in Vlaanderen en de mogelijke effecten op vogels en vleermuizen. Een eerste versie hiervan verscheen in 2011 als rapport en een nieuwe bijhorende online risicoatlas (Everaert *et al.*, 2011). Het rapport werd in 2013 aangevuld met een aanzet voor de opmaak van een effectbeschrijving en beoordelings- en significantiekader (Everaert & Peymen, 2013). In 2014 werkte het INBO ook aan nieuwe aanbevelingen voor vleermuisonderzoek en een eerste versie van risicoatlas voor vleermuizen (interne werknota in 2015). Het voorliggend rapport is een compilatie van voorgaande rapporten en werknota, met een aantal correcties, verwijderingen en toevoegingen. Het rapport is in eerste instantie een wetenschappelijke leidraad als hulp voor een deskundige bij het op project- of planniveau inschatten en opvolgen van de mogelijke effecten.

De mate waarin windturbines interfereren met vogels en vleermuizen, hangt af van de levenswijze van de verschillende soorten. In hoofdstuk **drie** wordt daarom een beknopt overzicht gegeven van de ecologie van vogels en vleermuizen.

De hoofdstukken vier en vijf vormen de kern van het rapport omdat hierover een wetenschappelijke leidraad werd gevraagd vanuit het beleid.

Hoofdstuk **vier** (risicoanalyse) gaat over de wijze waarop een onderzoek naar de mogelijke effecten van geplande windturbines op vogels en vleermuizen kan worden uitgevoerd. Er wordt aangegeven wat het aanbevolen minimale onderzoek kan inhouden en wat de voor- en nadelen zijn van optioneel onderzoek.

Naast een beschrijving van het project of plan, zal in een risicoanalyse ook steeds het juridisch en beleidsmatig kader moeten besproken worden. Een volgende essentiële stap in de risicoanalyse, is een beschrijving van de mogelijke risico's zoals weergegeven in de 'Vlaamse risicoatlas vogels-windturbines' (update 2015) en de eerste versie van de 'Vlaamse risicoatlas vleermuizen-windturbines' van het INBO. In dit rapport worden de atlassen uitgebreid besproken in de bijlage. De risicoatlassen zijn 'signaalkaarten' en dienen enkel als eerste aanzet (signaal) voor verder detailonderzoek op projectniveau door een deskundige. De atlassen kunnen vooral gebruikt worden in een kwetsbaarheidsbenadering om aan te geven waar risico's eventueel te verwachten zijn. Het detailonderzoek op projectniveau kan het signaal van de risicoatlassen bevestigen of ontkrachten en dan dieper ingaan op de mogelijke effecten. Een goede locatiekeuze is de eerste stap om negatieve effecten van de inplanting van windturbines te beperken. De risicoatlassen kunnen dus gebruikt worden om op strategisch niveau (voor een groot gebied) beslissingen te nemen. De risicoatlassen zijn echter onvoldoende om de effecten op vogels en vleermuizen voor een specifieke planlocatie volledig te berekenen en te beoordelen. Daarvoor is dus een meer gedetailleerde analyse gewenst, gericht op de locatie zelf. In een lokale analyse is het aangewezen om steeds alle beschikbare lokale gegevens van vogels en vleermuizen te bespreken (bovenop de informatie in de risicoatlassen) en na te gaan of bijkomende metingen eventueel nuttig zijn.

Dit hoofdstuk bevat ook een leidraad voor methodes om bijkomende metingen uit te voeren. Bijkomende metingen nog voor het plaatsen van de windturbines kunnen aangewezen zijn om onzekerheden over de potentiële effecten op vogels en/of vleermuizen weg te werken. Een deskundige kan op projectniveau de afweging maken of dergelijke metingen aangewezen zijn.

Verder bevat hoofdstuk vier ook uitgebreide informatie over de mogelijke methodes om een effectbeschrijving en effectbeoordeling te maken. Het hoofdstuk bevat ook aanbevelingen over mogelijke maatregelen om de effecten te verminderen.

Hoofdstuk **vijf** (monitoring) geeft een beknopte leidraad voor het uitvoeren van monitoring ook na plaatsing van de windturbines. De keuze voor het al dan niet uitvoeren van dergelijke monitoring, is een projectgebonden beslissing.

Hoofdstuk **zes** beschrijft tenslotte de huidige kennisleemtes en geeft aanbevelingen voor verdere kennisopbouw.

## 3 ECOLOGISCHE BASISINFORMATIE OVER VOGELS EN VLEERMUIZEN

De mate waarin windturbines interfereren met vogels en vleermuizen, hangt af van de ecologie van de verschillende soorten. Daarom geven we in dit hoofdstuk ecologische basisinformatie over deze soortgroepen.

### 3.1 Vogels

Vogelpopulaties kunnen niet alleen benadeeld worden door direct habitatverlies, maar ook van indirecte effecten door verstoring in het leefgebied en van mortaliteit door aanvaring met constructies zoals windturbines en hoogspanningslijnen (Winkelman *et al.*, 2008). Een aantal langlevende vogelsoorten brengt een relatief klein aantal jongen groot. In het bijzonder voor dergelijke soorten is bijkomende verstoring en mortaliteit erg nadelig voor hun populatie. Soorten met een hoge reproductie zijn wat minder gevoelig voor negatieve invloeden.

Vogels komen voor in heel diverse gebieden. Hun leefgebieden bestrijken vaak grote oppervlaktes. Sommige soorten beperken hun leefgebied tot één habitat, andere verdelen hun activiteiten over meerdere types gebieden. Broeden, foerageren, slapen en/of overwinteren gebeuren dan op andere locaties. Dat brengt dagelijkse of seizoenale vliegbewegingen met zich mee. Vogels kunnen daarbij in aanvaring komen met windturbines die op hun vliegroutes staan. Windturbines kunnen de activiteit van vogels daarnaast ook verstoren door geluid en visuele aspecten. De voortplantingsstrategie en de zeldzaamheid van de verschillende soorten bepalen mee de impact die de windturbines hebben op de populatie van de betreffende soort.

#### 3.1.1 Leefgebieden voor het voortplanten, foerageren en slapen

Soorten die individueel broeden, verdedigen meestal een territorium. Ze houden daarbij soortgenoten op een afstand. Het aantal dieren aanwezig in het broedgebied is voor die soorten dan ook eerder beperkt (oudervogels + jongen). Tijdens het broedseizoen beperkt hun bewegingsruimte zich ook vaak tot het broedgebied. De afstanden die ze tijdens de broedperiode afleggen, is afhankelijk van de soort. Andere soorten broeden in kolonies. De aantallen broedparen in kolonies verschillen per soort en variëren van enkele exemplaren tot soms duizenden koppels. Het territoriaal gedrag is hier beperkt tot een kleine zone rond het nest, hoewel alle kolonievogels de directe omgeving van de kolonie vaak ook samen verdedigen tegen bijvoorbeeld predatoren. Op de kolonieplaatsen zijn er meestal veel plaatselijke, dagelijkse vliegbewegingen boven de kolonie en in de directe omgeving.

Vlaanderen ligt op een van de belangrijkste trekroutes voor vogels, de zogenaamde East Atlantic Flyway. Een grote variatie aan vogels volgt deze route, van kleine zangvogels tot roofvogels. Het gematigde zeeklimaat biedt daarbij gunstige overwinteringscondities. Elk jaar trekken bijvoorbeeld honderdduizenden watervogels naar Vlaanderen om de winter door te brengen of om een korte stop in te laten tijdens hun tocht van de broedgebieden naar de zuidelijk gelegen overwinteringsgebieden of omgekeerd. Zowel natuurlijke als door de mens gecreëerde gebieden komen in aanmerking. Zo kunnen de Vlaamse havengebieden tot de belangrijkste watervogelgebieden van ons land gerekend worden en profiteerden veel soorten van de aanleg van ontginningsputten (Devos & Onkelinx, 2013).

Vooraf buiten de broedperiode vliegen bepaalde soorten 's avonds naar gezamenlijke slaapplekken. Op deze slaapplekken kunnen soms tot vele duizenden vogels aanwezig zijn, met grote aantallen vliegbewegingen in de directe omgeving tot gevolg. Deze vogels verspreiden zich overdag weer in de omgeving om voedsel te zoeken. De afstand van de slaapplekken tot de voedselgebieden (pleistergebieden) kan variëren van een paar honderd meter tot verschillende kilometers.

### 3.1.2 Vliegbewegingen

#### 3.1.2.1 Dagelijkse lokale vliegbewegingen

Dagelijkse vliegbewegingen tussen rustgebieden of broedkolonies en foerageergebieden (voedseltrek) komen o.m. opvallend voor bij zwanen, ganzen, eenden, steltlopers, meeuwen, sterns, blauwe reigers en aalscholvers. Deze bewegingen zijn meestal op 'windturbinehoogte' gesitueerd (< 150 à 200 m; zie 4.8.2). Heel wat soorten eenden rusten bijvoorbeeld overdag op waterplassen en vliegen in de avondschemering en 's nachts naar foerageergebieden zoals graslanden, akkers en moerassen. Steltlopers, eenden en ganzen die in getijdengebieden foerageren, houden er noodgedwongen een getijdenritme op na. Bij hoogwater zitten ze op hoogwatervluchtplaatsen, meestal op schorren, maar ook op akkers en weilanden. De getijdetrekbewegingen vinden zowel 's nachts als overdag plaats (Winkelman *et al.*, 2008).

De dagelijkse trek tussen foerageergebieden en slaapplekken (slaaptrek) komt voor bij vogelsoorten die overnachten op een gemeenschappelijke slaapplek. Deze trek vindt vooral plaats rond zonsondergang en zonsopgang. Grote gemeenschappelijke slaapplekken zijn onder meer te vinden bij vele soorten meeuwen, ganzen, steltlopers, eenden en duiven, maar ook bepaalde soorten zangvogels zoals kraaiachtigen en spreeuwen.

Broedvogels en pleisterende of rustende vogels die tijdelijk of permanent in een gebied verblijven, vliegen daarbij ook vaak rond boven het gebied zelf. Zo vliegen vogels vaak eerst enkele rondjes boven het gebied alvorens te landen of bij het vertrek naar omliggende gebieden. Bij tijdelijke verstoring door bijvoorbeeld wandelaars, kunnen er ook rondvliegende bewegingen optreden.

#### 3.1.2.2 Seizoenstrek

Seizoenstrek omvat de trekbewegingen in het voor- en najaar tussen broed- en overwinteringsgebieden. Vlaanderen, gelegen in een gematigde klimaatzone en aan de Noordzee, vormt door de aanwezigheid van waterplassen, moerassen, getijdengebieden en graslanden ook een aantrekkelijk doortrek- en overwinteringsgebied voor vogels. Het zijn vooral eenden, ganzen, zwanen, steltlopers, meeuwen en sterns die in het najaar, de winter en het voorjaar kortere of langere tijd blijven pleisteren.

Er zijn drie typen seizoensgebonden trekbewegingen: (1) vogels die ten noorden van Vlaanderen broeden en alleen in het winterhalfjaar aanwezig zijn of verder doortrekken naar meer zuidwestelijk gelegen gebieden, (2) vogels die in Vlaanderen broeden en in het najaar wegtrekken naar meer zuidelijk gelegen gebieden en (3) vogels die zowel broeden als overwinteren in Vlaanderen en zich slechts verplaatsen over korte afstanden.

Vogels kunnen zowel ruimtelijk vrij gelijkmatig verspreid in een breed front over Vlaanderen vliegen, als meer plaatselijk in hogere concentraties. Dergelijke meer geconcentreerde trek wordt stuwtrek genoemd. Vooral 's nachts, maar ook op veel plaatsen overdag, zal er in het binnenland van Vlaanderen eerder breedfronttrek voorkomen. Toch kan de nachtelijke trek zich soms langs bepaalde landschapskenmerken zoals kustlijnen en grote wateren concentreren.

Stuwtrek op 'macro-niveau' treedt vooral op langs de kust en grote wateren. Veel vogels vliegen immers niet graag over grote wateroppervlaktes. Er ontstaat dan een sterke concentratie van het aantal overtrekkende vogels. Veel landvogels laten zich in het binnenland op 'micro- of meso- niveau' leiden door bossen en/of lijnvormige bosclementen en door scheidingen tussen land en waterlopen. Bij dergelijke stuwtrek op micro- of meso-niveau kunnen ook opvallend grotere aantallen overtrekken in vergelijking met de breedfronttrek in het binnenland.

Seizoensale trek van vogels kan zich zowel onder als boven 200 m voordoen. Globaal gezien is de nachtelijke seizoenstrek op grotere hoogten gesitueerd dan de trek bij daglicht. Verschillende soorten gaan zowel 's nachts als overdag met tegenwind en bij slechte weersomstandigheden vaak massaal in de lagere luchtlagen doorvliegen, waardoor de aanvaringskans met hoge

obstakels zoals windturbines dan sterk kan toenemen (Winkelman *et al.*, 2008; zie ook verder in deel 4.8.2).

### **3.1.3 Trends van soorten en zeldzaamheid**

Zeldzame en bedreigde soorten zijn gevoelig voor bijkomende mortaliteit. De toestand van een bepaalde soort hangt af van ontwikkelingen in de broedgebieden en in de doortrek- en overwinteringsgebieden. Rode Lijsten geven de status weer van een soort in een bepaalde regio zoals Vlaanderen (Devos *et al.*, 2004).

Op de website van het INBO kunnen de meest recente trends van broedvogels en niet-broedvogels geraadpleegd worden (Anselin *et al.*, 2013).

## **3.2 Vleermuizen**

Door de lange levensduur en het relatief klein aantal nakomelingen kunnen de effecten van bijkomende verstoring en mortaliteit, bijvoorbeeld door windturbines, gevolgen hebben voor de populaties van vleermuizen (Winkelman *et al.*, 2008).

Vleermuizen zijn de enige groep zoogdieren die het vermogen ontwikkeld hebben om actief te vliegen. Het zijn nachttactieve dieren die als enige landdier een oriëntatiesysteem ontwikkeld en verbeterd hebben: ultrasone echolocatie. Ze kunnen een voor hun grootte zeer hoge leeftijd bereiken, maar hebben tegelijkertijd jaarlijks een klein aantal nakomelingen. Deze levensduur danken ze aan hun leven in een ecologische niche met een uiterst laag predatierisico en laag sterftcijfer. Hun nachtelijke activiteit en vliegvermogen maken het voor hen mogelijk om aan de meeste vijanden te ontsnappen. De Europese soorten voeden zich bijna uitsluitend met insecten en andere geleedpotigen. Regen, lage temperaturen en sterke wind reduceren de vliegactiviteit van vleermuizen (Winkelman *et al.*, 2008). De jaarcyclus bestaat uit een winterslaap, de geboorte en het grootbrengen van de jongen in de voortplantingskolonies in de lente en/of zomer, de paartijd en de trek (Dietz *et al.*, 2009).

### **3.2.1 Leefgebieden voor het voortplanten en slapen**

In de vroege zomer komen de jongen uit in zogenaamde kraamkolonies van vrouwtjes. De mannetjes verblijven in die periode doorgaans solitair of in kleinere, meer verspreide groepjes. De locaties van de zomerkolonies zijn veel minder goed gekend dan de winterverblijfplaatsen. De beschikbare informatie is heel beperkt in Vlaanderen en de rest van Europa (Dietz *et al.*, 2009; Maes *et al.*, 2014; Rodrigues *et al.*, 2014; Van den Balck, 2014). In de zomerperiode vertonen vleermuizen 's morgens een zogenaamd 'zwermgedrag'. Voor ze de kolonie invliegen, vliegen ze vaak veelvuldig rondjes rond de kolonieplaats.

Vanaf de late zomer begint de paartijd. Hierbij lokken de mannetjes de vrouwtjes. Opmerkelijk is dat de eigenlijke bevruchting niet vlak na de paring plaatsvindt. De ontwikkeling van het embryo begint pas in het voorjaar, na de winterslaap. Ter hoogte van de overwinteringsplaatsen is in de herfst ook meestal zwermgedrag merkbaar waarbij vleermuizen deze locaties inspecteren.

Vleermuizen houden een winterslaap. De meeste soorten vliegen daardoor niet of nauwelijks tijdens de winter. Er zijn echter ook soorten die wakker worden om te paren en andere om een betere plaats te zoeken. Wanneer de overwinteringsplaatsen te koud worden, verhuizen gevoeligere soorten naar een warmer oord. Sommige vleermuizen durven op relatief warme winterdagen ook op jacht gaan (zie verder).

### 3.2.2 Vliegbewegingen

Vleermuizen jagen doorgaans in de schemering en 's nachts. Uitzonderlijk doen ze dit ook overdag, bijvoorbeeld net na het ontwaken uit winterslaap als ze honger hebben en de nachten nog relatief koud zijn. De activiteitspiek van vliegende vleermuizen hangt af van de locatie, het tijdstip in de nacht, de tijd van het jaar, de soort en de weersomstandigheden.

Locatie en tijd binnen de nacht:

De activiteitspiek gedurende de nacht ligt bij de meeste soorten tussen zonsondergang en zonsopgang. Bij metingen langs lijnvormige kleine landschapselementen, bijvoorbeeld tussen verzamelplaats en foerageergebied, is een piek in vleermuisactiviteit vastgesteld tussen ongeveer 20 min en 3-4 u na zonsondergang en tussen 2-3 u en 20 min voor zonsopgang. Dit wil niet zeggen dat de betreffende vleermuizen dieper in de nacht niet actief zijn, want dan zitten ze vaak in hun foerageergebieden. Zeker tijdens relatief warme nachten kunnen vleermuizen gedurende de volledige nacht actief zijn. Metingen in of aan de rand van de foerageergebieden zullen dus vaak een ander resultaat geven, net als metingen op locaties waar veel seizoenstrek (zie verder) kan plaatsvinden. Zeker tijdens de seizoenstrek kan de activiteitspiek ook verschillend zijn voor bepaalde soorten. De ruige dwergvleermuis heeft in vergelijking met andere soorten dan vaak een piek die tot diep in de nacht doorgaat (Brinkmann *et al.*, 2011a; Limpens *et al.*, 2013; Behr *et al.*, 2014; Rodrigues *et al.*, 2014).

Tijd van het jaar:

Globaal worden de meeste vliegbewegingen vastgesteld in de lente, de zomer en de herfst, ongeveer van april tot oktober (Dietz *et al.*, 2009). Tijdens de winter vliegen vleermuizen soms ook. Dat is soortafhankelijk (bv. mopsvleermuis foerageert soms in relatief warme nachten tijdens de winter) maar de aantallen zijn globaal laag tot extreem laag. Tijdens de seizoenstrek kan de activiteitspiek door weersomstandigheden sterk verschillen van nacht tot nacht (Brinkmann *et al.*, 2011a; Limpens *et al.*, 2013).

Weersomstandigheden:

Bij matige tot hevige regenval, relatief lage temperaturen (< 10 °C), matige tot sterke wind (> 5 à 6 m/s) zijn er minder vleermuizen actief omdat het aantal vliegende insecten dan ook lager is. Bepaalde soorten, zoals mopsvleermuis, foerageren ook regelmatig bij temperaturen vanaf ca. 5 °C (Everaert, 2016). Op trek (zie verder) vliegt vooral de ruige dwergvleermuis ook nog relatief veel bij een temperatuur lager dan 10 °C (tot ca. 6 °C) en bij wind van meer dan 6 m/s. Nyctalus soorten zoals rosse vleermuis zijn ook vrij tolerant voor wind en koude (Brinkmann *et al.*, 2011a; Limpens *et al.*, 2013; Behr *et al.*, 2014; Rodrigues *et al.*, 2014).

#### 3.2.2.1 Dagelijkse lokale vliegbewegingen

Vleermuizen verplaatsen zich tijdens de zomer dagelijks tussen hun verblijfplaats (bv. een kraamkolonie) en hun foerageergebied. Vaak volgen ze hiervoor lijnvormige kleine landschapselementen zoals hagen, bomenrijen, waterlopen, enz., maar sommige soorten zoals zeker rosse vleermuis vliegen ook over meer open gebied (Winkelman *et al.*, 2008). Afhankelijk van de soort kan de afstand tussen verblijfplaats en foerageergebied variëren van enkele honderden meters tot verschillende kilometers. Op deze lokale vliegroutes foerageren vleermuizen ook af en toe.

De vliegbewegingen in het foerageergebied zijn steeds gebonden aan zones waar de vleermuizen veel insecten kunnen vangen. Vaak zijn dit bossen, struwelen, hagen, bomenrijen, ruigtes, moerassen, waterplassen en waterlopen. Sommige soorten zoals rosse vleermuis jagen ook in meer open gebieden (Winkelman *et al.*, 2008; Dietz *et al.*, 2009).

De lokale vliegbewegingen zijn vaak op relatief lage hoogte (< 50 m) gesitueerd, maar bepaalde soorten waaronder zeker de rosse vleermuis vliegen ook soms hoger (bijlage 7.7). Men heeft ook vastgesteld dat sommige vleermuizen als reactie op de aanwezigheid van opgaande

structuren zoals windturbines, tot op 100 à 200 m hoogte gaan vliegen (Winkelman *et al.*, 2008; Brinkmann *et al.*, 2011a; Limpens *et al.*, 2013; zie ook deel 4.8.3).

### **3.2.2.2 Seizoenstrek**

Op het einde van de zomer beginnen veel vleermuizen naar gebieden te migreren die verder liggen dan hun normale jachtgebieden. Afhankelijk van de soort kan deze afstand variëren van enkele honderden meters tot vele honderden kilometers. Zogenaamde 'standsoorten' zoals de gewone dwergvleermuis, gewone grootoorvleermuizen, bechsteins vleermuizen en wellicht de meeste andere kleine *Myotis* soorten, migreren niet of enkel over relatief korte afstanden naar de dichtstbijzijnde geschikte winterverblijfplaatsen. Migratie over middellange afstanden komt vooral bij soorten voor die voor de winterslaap vorstvrije ondergrondse winterverblijven nodig hebben zoals grotten, maar 's zomers meer voedsel vinden in gebieden waar ondergrondse verblijven schaars aanwezig zijn. De meervleermuis is zo'n soort (Dietz *et al.*, 2009).

Seizoensgebonden vleermuizenmigratie over lange afstanden komt vooral voor bij vleermuissoorten in de gematigde streken van Europa en Noord-Amerika. Vooral de rosse vleermuis, bosvleermuis, ruige dwergvleermuis en tweekleurige vleermuis doorkruisen in de herfst en de lente lange afstanden in Europa. Seizoensale vliegbewegingen kunnen zich zowel onder als boven 200 m voordoen (Winkelman *et al.*, 2008; Limpens *et al.*, 2013).

In tegenstelling tot vogels, waarvan voor bijna alle soorten gedetailleerde studies over migratieroutes, gedrag en oriëntatiemechanismen bekend zijn, is dergelijke kennis over de vleermuizen uiterst beperkt (Dietz *et al.*, 2009).

### **3.2.3 Trends van soorten en zeldzaamheid**

De Rode Lijst van zoogdieren in Vlaanderen geeft een beeld van de status in de periode tot 2013 (Maes *et al.*, 2014). Van de 19 soorten die in Vlaanderen werden vastgesteld, zijn er in de Rode Lijst 3 soorten regionaal uitgestorven verklaard. Van 4 soorten zijn er onvoldoende gegevens om de status te bepalen, 1 soort is ernstig bedreigd, 5 soorten zijn bedreigd, 3 soorten zijn kwetsbaar, 1 soort is bijna in gevaar en 2 soorten zijn niet in gevaar. De status van de uitgestorven gewaande mopsvleermuis is intussen achterhaald. In 2014 en 2015 werd de soort opnieuw waargenomen (Everaert 2014b; 2014c) en werd voortplanting vastgesteld (Everaert, 2015a,b).

Op de website van het INBO kunnen de meest recente trends van vleermuizen geraadpleegd worden (Louette *et al.*, 2013).

## 4 RISICOANALYSE

Hieronder geven we een overzicht van elementen die behandeld worden in onderzoek naar de mogelijke effecten van geplande windturbines op vogels en vleermuizen. De nummering in dit overzicht komt overeen met de indeling van dit hoofdstuk.

We maken een onderscheid tussen **elementen die bij voorkeur standaard deel uitmaken van een risicoanalyse** en **optionele elementen** die afhankelijk van de situatie op basis van het oordeel van een deskundige aan het onderzoek toegevoegd kunnen worden.

4.1	minimaal	Beschrijving van het voorgenomen project of plan
4.2	minimaal	Juridisch en beleidsmatig kader
4.3	minimaal	Gegevens in de Vlaamse risicoatlassen van vogels en vleermuizen
4.4	minimaal	Beschikbare lokale gegevens van vogels en vleermuizen
4.5	optioneel	Bijkomende metingen
4.6	minimaal	Beschrijving van de referentiesituatie en de geplande ontwikkelingen
4.7	minimaal	Studiegebied, te behandelen soorten en globale methodiek
4.8	minimaal optioneel	Effectbeschrijving van de voorgenomen activiteit op de natuurwaarden, inclusief eventuele cumulatieve effecten. Minimaal kwalitatief, of kwantitatief met gedetailleerde berekening.
4.9	minimaal optioneel	Effectbeoordeling: toetsing van de effecten aan normen, drempels en/of kwalitatieve bepalingen. Minimaal kwalitatief, of kwantitatief met gedetailleerde berekening en toetsing aan drempelwaarden.
4.10	optioneel	Indien van toepassing, maatregelen om de effecten te verminderen en compenseren.



## 4.1 Beschrijving van het voorgenomen project of plan

Deze beschrijving omvat de kenmerken van de geplande windturbines (o.a. masthoogte en wielkengte), de ruimtelijke eigenschappen (inplanting) van het projectgebied en de omgeving, en eventuele alternatieven.

## 4.2 Juridisch en beleidsmatig kader

Dit deel gaat niet in op de implementatie van de gewestelijke en Europese regelgeving m.b.t. de plaatsing van windturbines, zoals bijvoorbeeld de toepassing van de verschillende types natuurtoetsen, MER en andere relevante regelgeving. Een overzicht hiervan is immers te vinden in de Vlaamse omzendbrieven RO/2014/02<sup>1</sup> (grote en middelgrote turbines) en RO/2009/01<sup>2</sup> (kleine turbines). De omzendbrieven en eventuele updates hiervan zijn terug te vinden op [www.energiesparen.be](http://www.energiesparen.be). Verdere informatie is ook beschikbaar op de websites van het Agentschap voor Natuur en Bos (ANB) en de dienst MER ([www.natuurenbos.be](http://www.natuurenbos.be); [www.mervlaanderen.be](http://www.mervlaanderen.be)). Dit deel geeft wel een beknopte beschrijving van een aantal beleidsdocumenten en aanbevelingen specifiek toegespitst op de planningsprocessen en het onderzoek naar mogelijke effecten van windturbines op vogels en vleermuizen.

### 4.2.1 Beleidsplannen over windenergie

#### 4.2.1.1 Fast Lane windenergie in Vlaanderen

Om de Vlaamse doelstelling voor hernieuwbare energie te halen, moeten het aandeel groene stroom en het aandeel groene warmte nog sterk verhogen en moet ook de energie-efficiëntie verbeteren. De Vlaamse regering streeft ernaar dat er snel windturbines geplaatst kunnen worden in gebieden waar dit de minste overlast veroorzaakt, om op die manier het draagvlak voor hernieuwbare energie te vrijwaren en te verbreden. Dat zal gebeuren in samenwerking met de provincies, onder meer op basis van een tool die samen met het VITO werd ontwikkeld in het kader van het Beleidsplan Ruimte Vlaanderen.

In dit kader hecht de Vlaamse Regering haar goedkeuring aan de principes in de Conceptnota "Realisatie van een 'Fast Lane' voor windenergie" (Vlaamse regering, 2015). De nota focust op de verhoging van de groene stroomproductie en meer bepaald op de productie van on-shore windenergie. Wat windenergie betreft wordt voorgesteld om het technisch, economisch en maatschappelijk aanvaardbaar potentieel in Vlaanderen preciezer in kaart te brengen en om diverse manieren te onderzoeken om voor zones waar zo'n interessant potentieel aanwezig is, de inplanting van windturbines ook daadwerkelijk te faciliteren. De opdracht zoals geformuleerd in de conceptnota zet vooral in op het leveren van informatie die als ondersteuning moet dienen in het debat over waar Vlaanderen naartoe wil inzake hernieuwbare energie, en in dit geval, meer specifiek inzake windenergie. Voor diverse ambitieniveaus zal worden nagegaan wat hiervan de ruimtelijke implicaties zijn en welk beleidskader die opties moet ondersteunen.

#### 4.2.1.2 Provinciale en lokale plannen voor windenergie

Elke provincie heeft een ruimtelijk structuurplan. Deze plannen gelden voor het volledige grondgebied van de betreffende provincie. Een provinciaal ruimtelijk structuurplan mag niet strijdig zijn met het Ruimtelijk Structuurplan Vlaanderen en moet worden goedgekeurd door de Vlaamse Regering. Voor de uitvoering van dergelijke structuurplannen kunnen ruimtelijke uitvoeringsplannen (RUP's of PRUP's) opgemaakt worden. Meer informatie en links naar de provinciale ruimtelijke structuurplannen: <http://www.ruimtelijkeordering.be>

Door het nemen van provinciale planningsinitiatieven voor windparken, willen de provincies momenteel een aanbodbeleid voeren dat ervoor moet zorgen dat windturbines zoveel mogelijk worden gebundeld op ruimtelijk verantwoorde locaties. Dit resulteerde reeds in provinciale

---

<sup>1</sup> Omzendbrief nummer RO/2014/02 - 25 april 2014 - afwegingskader en randvoorwaarden voor de oprichting van windturbines

<sup>2</sup> Omzendbrief nummer LNE/2009/01 - RO/2009/01 - Beoordelingskader voor de inplanting van kleine en middelgrote windturbines

beleidsvisies voor West- en Oost-Vlaanderen, Antwerpen en Limburg (zie verder). Deze beleidsdocumenten hebben tot doel om prioriteiten te bepalen over het nemen van planningsinitiatieven voor grootschalige windturbineparken en deze te onderbouwen vanuit een ruimere context. Het zijn dus geen sluitende toetsingskaders om aanvragen voor de inplanting van windturbines af te wegen. Dit laatste gebeurt door de bevoegde vergunningverlenende instanties aan de hand van de vigerende regelgeving. De hier voorliggende leidraad met bijhorende risicoatlassen kan gebruikt worden voor een eventuele verdere evaluatie van de provinciale beleidskaders, maar het is in geen geval voldoende om op projectniveau een beslissing te nemen.

#### **- West-Vlaanderen**

In 2009 werd de provinciale ruimtelijke beleidsvisie 'Ruimte voor windturbineparken in West-Vlaanderen' vastgelegd (Provincie West-Vlaanderen, 2009). Op basis van ruimtelijke afwegingscriteria uit het Provinciaal Ruimtelijk Structuurplan West-Vlaanderen, zijn prioritaire zoekzones aangeduid voor windturbineparken. Deze ruime zoekzones dienen vervolgens nog verfijnd te worden om te komen tot concrete inplantingslocaties. Deze verfijning zal ofwel vanuit een losstaand planproces gebeuren, ofwel gekoppeld aan een lopend planproces zoals de afbakening van een stedelijk gebied. In de ruimtelijke beleidsvisie werd (nog) geen rekening gehouden met de informatie uit de eerste risicoatlas van het INBO.

Meer informatie: <http://www.west-vlaanderen.be>

#### **- Oost-Vlaanderen**

In 2009 werd het 'Provinciaal Beleidskader Windturbines' als addendum van het provinciaal ruimtelijk structuurplan goedgekeurd (Provincie Oost-Vlaanderen, 2009). Net zoals voor West-Vlaanderen werden op basis van ruimtelijke afwegingscriteria verschillende zoekzones aangeduid voor windturbineparken. De zoekzones werden door het INBO onderworpen aan een richtinggevend globale ornithologische analyse (mee opgenomen in het beleidskader) waarbij een gradatie werd toegekend aan alle zones, gaande van 'waarschijnlijk weinig effect/geen of weinig randvoorwaarden' tot 'zeker effect/niet aangeraden, of randvoorwaarden' (Everaert 2008b, zie ook Provincie Oost-Vlaanderen 2009). Op die manier kan verder gezocht worden naar goede inplantingslocaties die zo weinig mogelijk negatieve impact zullen veroorzaken op vogels. De globale ornithologische analyse van de zoekzones is echter, net zoals de hier voorliggende leidraad met risicoatlassen, onvoldoende om op projectniveau een beslissing te nemen.

In een vervolproces heeft de provincie Oost-Vlaanderen provinciale ruimtelijke uitvoeringsplannen (PRUP's) opgemaakt voor een aantal eerder geselecteerde zoekzones voor windenergie, waar men vanuit het beleid de ontwikkeling van grootschalige windparken als belangrijk aanziet. De meest recente informatie kan via de provinciale administratie opgevraagd worden.

Meer informatie:  
<http://www.oost-vlaanderen.be>

#### **- Antwerpen**

In 2010 werd een 'Provinciale Screening Windturbines' door de deputatie goedgekeurd (Provincie Antwerpen, 2010). Net zoals in West- en Oost-Vlaanderen, werden op basis van ruimtelijke afwegingscriteria verschillende zoekzones aangeduid voor windturbineparken. In de ruimtelijke beleidsvisie werd nog geen rekening gehouden met de informatie uit de eerste risicoatlas van het INBO.

Meer informatie:  
<http://www.provant.be>

## **- Limburg**

In 2012 publiceerde de provincie Limburg een windplan. Dit plan werd opgesteld om specifieke gebieden aan te duiden die ruimtelijk het beste in aanmerking kwamen voor de inplanting van windmolenparken. Eind 2014 kwam hierop een update. Met behulp van een wetenschappelijk model, ontwikkeld door de Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek (VITO), werd het grondgebied van de provincie opnieuw geanalyseerd. Hierbij werden zoekzones aangeduid op basis van zogenaamde 'positieve aanknopingspunten'. De potentiële zones werden vervolgens gescreend op hun natuurlijke of landschappelijke kwetsbaarheid en de nabijheid van luchthavens of woongebieden. Dit zijn enkele van de zogenaamde 'restrictieve ruimtelijke criteria'. Gebieden die op dit vlak negatief scoorden werden uitgesloten in het plan. Daaronder vallen ook bepaalde types beschermde natuurgebieden. De risico's voor vogels zijn in het windplan meegenomen in de vorm van een gradatie per ruimtelijk geselecteerde zoekzone. De Vlaamse risicoatlas vogels-windturbines (versie 2011) vormde hiervoor de basis. Zoals de andere provinciale plannen is het windplan richtinggevend.

Meer informatie:

<http://www.limburg.be>

## **- Vlaams Brabant**

In Vlaams Brabant was in maart 2016 geen provinciaal beleidsplan windenergie beschikbaar.

## **- Afwegingskader voor fauna in de Waaslandhaven**

Havengebieden zijn voor de Vlaamse overheid prioritaire zones voor de inplanting van windturbineparken. Omwille van hoge natuurwaarden binnen of rond die gebieden, kunnen er echter beperkingen gelden. Omdat de Linkerscheldeoever in het Antwerpse havengebied grotendeels ingekleurd is als Vogelrichtlijngebied, moest voorafgaand aan concrete inplantingsprojecten een planningsproces voor heel het gebied doorlopen worden. Deze planning werd uitgewerkt in een afwegingskader. Het initiatief voor opmaak van het afwegingskader werd genomen door het Havenbedrijf van Antwerpen en de maatschappij voor grond- en industrialisatiebeleid Linkerscheldeoever. De opmaak kwam tot stand onder begeleiding van de Beheercommissie Natuur Linkerscheldeoever en werd bijkomend afgetoetst met de Interdepartementale Windwerkgroep en de gemeentes Beveren en Zwijndrecht. Het afwegingskader werd door het ANB ook goedgekeurd als passende beoordeling. Het projectgebied voor de studie omvatte naast het eigenlijke havengebied omwille van mogelijk cumulatieve effecten ook verschillende zones ten zuiden, ten westen en ten noorden van het havengebied.

Het afwegingskader (Van den Balck & Durinck, 2009) omvat een korte- en langetermijnkaart (fase 1 en 2) met elk een gradatie voor de mogelijkheid om windturbines te plaatsen. Het rapport moet beschouwd worden als een dynamisch plan dat indien nodig aangepast kan worden. Ook met het beschikbaar komen van nieuwe onderzoeken (bv. vogeltellingen, radaronderzoeken) is het mogelijk om dit plan bij te sturen in de periode 2010-2014.

Meer informatie:

-Het afwegingskader kan geconsulteerd of aangevraagd worden bij het Gemeentelijk Havenbedrijf Antwerpen en de gemeente Beveren.

## 4.2.2 Specifieke aanbevelingen over windenergie

### 4.2.2.1 Richtinggevende INBO adviezen

Naast adviezen over aangevraagde windturbines (specifieke projectaanvragen) werden voor enkele zoekgebieden in het verleden ook richtinggevende INBO adviezen opgemaakt met gedetailleerdere informatie dan in de beleidsondersteunende vogelatlas (en heden risicoatlas vogels-windturbines). Hierbij werd meestal een gradatie gemaakt van zones waar effecten te verwachten zijn (plaatsing windturbines niet aangewezen), zones waar mogelijk effecten kunnen voorkomen en nader onderzoek gewenst is, en zones waar weinig impact zal optreden. Enkele voorbeelden van grotere gebieden waarvoor het INBO adviezen opmaakte zijn het voor- en achterhavengebied van Zeebrugge (Everaert 2008a), het rechterscheldeoevergebied in de Antwerpse haven (Everaert 2006, 2008c), E17 ter hoogte van Laarne, Berlare, Zele, Lokeren (Everaert 2008d) en de Gentse Kanaalzone (Everaert 2009).

### 4.2.2.2 Aanbevelingen van de Europese Commissie over windenergie

De Europese Commissie stelde richtlijnen op om bij de ontwikkeling van windenergie betekenisvolle negatieve effecten op Europees beschermde natuur te vermijden (Europese Commissie 2010). De richtlijnen gelden voor het Natura 2000-netwerk (Vogel- en Habitatrichtlijngebieden). Dit netwerk is immers een hoeksteen van het Europees beleid inzake biodiversiteit en een hulpmiddel voor het bereiken van de EU-doelstelling om het verlies aan biodiversiteit tegen 2020 een halt toe te roepen en om te buigen.

Het document wijzigt de wetgeving of het beleid niet, maar geeft richtlijnen en begeleiding voor de toepassing van bestaande wetgeving.

De richtlijnen hebben als doel een conflict te vermijden tussen de ontwikkeling van windenergie en het behoud van biodiversiteit in Natura 2000-gebieden. Ze benadrukken het belang van strategische planning en de noodzaak van een kwalitatieve, passende beoordeling van nieuwe ontwikkelingen. De richtlijnen bevatten voorbeelden van best practices en laten zien hoe schade aan beschermde natuurgebieden bij de ontwikkeling van windenergie kan worden vermeden.

Meer informatie:

-Natura 2000-gebieden en windenergie:

[http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/docs/Wind\\_farms.pdf](http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/docs/Wind_farms.pdf)

### 4.2.2.3 Aanbevelingen van de Bern Conventie over vogels

Het doel van het 'Verdrag van de Raad van Europa inzake het behoud van wilde dieren en planten en hun natuurlijke leefmilieu in Europa' (Bern Conventie, 19 september 1979) is het behoud van de wilde flora en fauna en hun natuurlijke habitats in Europa. Het verdrag schenkt ook aandacht aan de bescherming van gebieden die van belang zijn voor migrerende soorten.

In verband met de problematiek van windturbines en vogels maakte Birdlife International in opdracht van de Bern Conventie in 2003 een document op met aanbevelingen en criteria voor de opmaak van Milieueffectrapporten en selectiecriteria voor mogelijke windparken. Als gevolg daarvan maakte de Bern Conventie zelf ook een nota met aanbeveling (nr. 109 - 2004) op, waarin men vraagt om alle mogelijke middelen in te zetten om de impact van windturbines op fauna te beperken, verder onderzoek te ondersteunen en hiervoor richtlijnen te ontwikkelen (Bern Conventie 2004). In 2013 verscheen een update van het Birdlife rapport (Gove *et al.*, 2013).

Meer informatie:

-Aanbeveling 109E inzake windturbines (Bern Conventie 2004)

[http://www.coe.int/t/dg4/cultureheritage/nature/WCD/Rec2004\\_en.asp#](http://www.coe.int/t/dg4/cultureheritage/nature/WCD/Rec2004_en.asp#)

-Rapport Gove *et al.* (2013)

<https://wcd.coe.int/ViewDoc.jsp?id=2064209&Site=COE>

#### 4.2.2.4 Aanbevelingen van Eurobats over vleermuizen

In 1994 werd de EUROBATS overeenkomst van kracht (Agreement on the Conservation of Populations of European Bats). Deze overeenkomst werd opgericht onder de 'Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals' of ook wel de 'Bonn Conventie' genoemd. België onderschreef in 2003 de overeenkomst.

EUROBATS publiceerde specifieke richtlijnen over windturbines en vleermuizen en een uitgebreid rapport met aanbevelingen over onderzoeksmethodes en te mijden zones rond bepaalde vegetatietypes en gekende leefgebieden (Rodrigues *et al.*, 2008, met update in 2014). De EUROBATS resolutie 'wind turbines and bat populations' werd voor het eerst goedgekeurd in 2003 (resolutie nr. 4.7) en kreeg updates in 2006 (nr. 5.6), 2010 (nr. 6.11) en 2014 (nr. 7.5). Op de website [www.eurobats.org](http://www.eurobats.org) ('meetings') zijn alle teksten beschikbaar. In de meest recente resolutie is aan de deelnemende landen gevraagd om bij elk gepland windpark rekening te houden met de potentiële impact op vleermuizen. Bepaalde gebieden zullen hierdoor ongeschikt zijn voor het exploiteren van windturbines. In de resolutie vraagt men ook dat milderende maatregelen worden toegepast en de effecten worden onderzocht met monitoring. Verder geeft de resolutie aan om de meest recente EUROBATS aanbevelingen te volgen inzake onderzoeksmethodes en te mijden gebieden (zie Rodrigues *et al.* (2014) en verder in deel 4.3, 4.8.3, 4.9.3, 4.10 en 5.2).

Een van de algemene aanbevelingen in de EUROBATS richtlijnen is om uit voorzorg geen windturbines te plaatsen binnen de 200 m rond bossen, aaneengesloten kleine landschapselementen, waterlopen, waterplassen en wetlands. De potentiële risico's zijn daar volgens de experts te groot. Zeker oude loof- en naaldbossen en een 200 m buffer errond moeten zoveel mogelijk gevrijwaard worden, omdat dit in Europa de meest belangrijke leefgebieden zijn in termen van soortendiversiteit en aantal vleermuizen. Verder moet de omgeving van belangrijke verzamelplaatsen ook gemeden worden (Rodrigues *et al.*, 2014).

Meer informatie:

-EUROBATS richtlijnen, update 2014 (Rodrigues *et al.*, 2014)

[http://www.eurobats.org/publications/eurobats\\_publication\\_series](http://www.eurobats.org/publications/eurobats_publication_series)

### 4.3 Gegevens in de Vlaamse risicoatlassen van vogels en vleermuizen

Onderzoeksresultaten uit binnen- en buitenland leiden tot de algemene 'good-practice' aanbeveling om nieuwe windparken niet nabij belangrijke broed-, pleister-, rust- en doortrekgebieden van vogels en vleermuizen te plaatsen (Birdlife International, 2005; Drewitt & Langston, 2006; Hötker *et al.*, 2006; Dirksen *et al.*, 2007; LAG-VSW, 2007; Everaert & Stienen, 2007; Winkelman *et al.*, 2008; Aarts & Bruinzeel, 2009; Piela, 2010; Birdlife Europe, 2011; Gove *et al.*, 2013).

Hoewel milderende maatregelen kunnen toegepast worden, blijft de locatiekeuze ('macro-siting') prioritair om de impact te beperken (Winkelman *et al.*, 2008; Aarts & Bruinzeel, 2009; Europese Commissie, 2010). Hiervoor kunnen de risicoatlassen gebruikt worden.

De '**Vlaamse risicoatlas vogels-windturbines**' bevat deelkaarten en een synthesekaart. Het zijn polygonen-kaarten die afgebakende gebieden weergeven. Voor de afbakening hebben we ons gebaseerd op verspreidingsgegevens van inventarisatieprojecten en andere relevante metingen en informatie van vogels. De deelkaarten tonen diverse types gebieden, bufferzones rond die gebieden en trekzones waarin bepaalde soorten of soortgroepen aanwezig zijn. Aan elke polygoon is een risicoklasse toegekend (risicoklasse 0, 1, 2 of 3) die aangeeft in welke mate eventuele impact door windturbines te verwachten is. De synthesekaart combineert alle deelkaarten. De risicoklasse van de polygonen in de synthesekaart is telkens de hoogste score uit de onderliggende deelkaarten.

De '**Vlaamse risicoatlas vleermuizen-windturbines**' is in tegenstelling met de risicoatlas vogels niet opgebouwd uit deelkaarten. Er is in de risicoatlas (voorlopig) ook geen gebruik gemaakt van verspreidingsgegevens. Het is een polygonen-kaart die potentiële leefgebieden van vleermuizen weergeeft. Voor de opmaak van de risicoklassen is een gradatie gemaakt naar analogie met de risicoatlas vogels-windturbines (risicoklasse 0, 1, 2 of 3). Risicoklasse 3 heeft betrekking op de aanwezigheid van verzamelplaatsen, maar aangezien in de huidige versie van risicoatlas (nog) geen verspreidingsgegevens zijn verwerkt, zal dit in de risicoanalyse op projectniveau minstens op basis van reeds beschikbare lokale verspreidingsgegevens nog moeten bepaald worden (zie deel 4.4).

Door de **beperkingen van beide risicoatlassen** (zie bijlage 7.1) kan de werkelijke situatie verschillend zijn. Dit is zeker het geval voor de risicoatlas vleermuizen, aangezien deze atlas (voorlopig) enkel is opgemaakt op basis van potentieel leefgebied. De risicoatlassen geven in ieder geval slechts een eerste signaal over de potentiële effecten van windturbines op vogels en vleermuizen. Ze zijn het startpunt voor de risicoanalyse op project- of planniveau. Een deskundige kan daarbij mede op basis van de meest recente relevante beschikbare gegevens op lokaal niveau (zie deel 4.4 en eventueel 4.5) inschatten of de effecten al dan niet betekenisvol kunnen zijn voor de aanwezige vogels en vleermuizen. Geen enkele risicoklasse binnen de atlanten is dus automatisch uitgesloten voor het plaatsen van windturbines.

De meest recente versie van beide risicoatlassen is **online raadpleegbaar als geoloket** via de INBO website (<http://www.inbo.be/nl/effecten-van-windturbines-op-fauna-vlaanderen>). Op vraag kunnen ook de ArcGIS bestanden ter beschikking worden gesteld.

**Een uitgebreide beschrijving van de risicoatlassen is weergegeven in bijlage 7.1.**

## 4.4 Beschikbare lokale gegevens van vogels en vleermuizen

Het is aangewezen om bij elk project of plan voor geplande windturbines, lokale reeds beschikbare gegevens te verzamelen, als aanvulling op de gegevens in de Vlaamse risicoatlassen. Het gaat dan om relevante historische en recente verspreidingsgegevens van vogels en vleermuizen op lokaal niveau binnen het studiegebied. De te behandelen soorten en afstand tot de turbines waarbinnen beschikbare gegevens worden opgevraagd, kan per locatie verschillend zijn. Deel 4.7 bevat hiervoor concrete aanbevelingen.

Het Agentschap voor Natuur en Bos, de Vlaamse Landmaatschappij, de erkende terreinbeherende natuurverenigingen (vzw Natuurpunt, vzw Durme, vzw Limburgs Landschap) en lokale vogel- of vleermuiswerkgroepen beschikken vaak over nuttige detailinformatie die (nog) niet terug te vinden is in de INBO risicoatlassen. Gegevens van afgewerkte of nog lopende inventarisatie- en andere telprojecten (bv. Vlaamse broedvogelatlas, watervogeltellingen, slaapplaatstellingen, bijzondere broedvogels, trektellingen) kunnen opgevraagd worden bij het INBO en/of Natuurpunt Studie vzw.

Dergelijke lokale gegevens kunnen o.m. helpen om een betere inschatting te maken van variaties in de tijd. Gegevens van een beperkte periode moeten wel met de nodige voorzichtigheid geïnterpreteerd worden. Er kunnen immers variaties optreden tussen de jaren. Indien losse gegevens tegenstrijdig zijn met gerichte tellingen tijdens één jaar, zal het bijvoorbeeld aangeraden zijn om bijkomende gerichte tellingen uit te voeren of in de impactanalyse de onzekerheid minstens te corrigeren in de effectberekening.

## 4.5 Bijkomende metingen

Bijkomende metingen kunnen in sommige gevallen aangewezen zijn om onzekerheden weg te werken in geval van indicaties voor negatieve effecten op vogels en/of vleermuizen. Een deskundige kan op projectniveau deze afweging maken op basis van:

- de risicoatlassen vogels en vleermuizen (deel 4.3) en de meest recente verspreidingsgegevens op lokaal niveau (deel 4.4);
- een globale effectberekening;
- afspraken of richtlijnen vanuit het beleid.

In vergelijking met vogels is Vlaanderen veel minder gebiedsdekkend en gedetailleerd onderzocht op vleermuizen (Dietz *et al.*, 2009; EUROBATS, 2014; Maes *et al.*, 2014; Rodrigues *et al.*, 2014; Van den Balck, 2014). Onderzoek naar vleermuizen wordt voornamelijk met 'bat-detectors' uitgevoerd, maar het aantal onderzoekers dat dergelijke metingen uitvoert, is heel beperkt. In lijn met Europese en internationale aanbevelingen zoals deze van EUROBATS (Rodrigues *et al.*, 2014) en de Bat Conservation Trust (Hundt *et al.*, 2012) is het voor elk gepland windpark vanuit wetenschappelijk oogpunt en als 'best-practice' aangeraden om steeds gerichte metingen voor vleermuizen te verrichten. De intensiteit van onderzoek kan afhangen van het potentiële risico (Hundt *et al.*, 2012; Waalse regering, 2013; Rodrigues *et al.*, 2014).

In vergelijking met een aantal andere Europese regio's, zijn bij de planning van windparken in Vlaanderen vaak minder mogelijkheden om op basis van vooronderzoek de aanvankelijk geplande inplantingsplaatsen te wijzigen. Zelfs relatief kleine wijzigingen van de inplantingslocatie op basis van bijvoorbeeld het resultaat van vleermuistellingen, zijn vaak technisch-landschappelijk niet eenvoudig omwille van beperkte alternatieve plaatsen. De haalbaarheid van uitgebreide metingen kan hierdoor beïnvloed worden. Deze haalbaarheid moet in ieder geval steeds worden meegenomen in de planning. De mogelijkheden van samenwerking onder verschillende projectontwikkelaars in hetzelfde gebied, moeten echter ook in rekening worden gebracht.

Er kan ook overwogen worden om gerichte uitgebreide metingen voor vleermuizen pas uit te voeren na het plaatsen van de windturbines. Die mogelijkheid zal geval per geval moeten bekeken worden. Dergelijke metingen kunnen dan bijvoorbeeld onderdeel zijn van monitoring

met afspraken voor het nemen van milderende maatregelen indien uit deze monitoring blijkt dat er duidelijke indicaties zijn voor potentieel betekenisvolle effecten (op basis van bat-detector metingen) of als er slachtoffers zijn vastgesteld. De afspraken moeten voldoende garanties bieden voor het uitblijven van betekenisvolle effecten. Dergelijke garanties zullen vaak moeilijker kunnen gegeven worden in zones waarbij op basis van vegetatie en landschappelijke kenmerken al een sterk verhoogd risico te verwachten is (hogere risicoklassen in de Vlaamse risicoatlas vleermuizen-windturbines). Het onmiddellijk toepassen van haalbare milderende maatregelen voor het vermijden van potentiële effecten in risicozones, kan natuurlijk ook een oplossing zijn om onzekerheden weg te werken.

Gerichte metingen nog voor het plaatsen van windturbines, kunnen onzekerheden in de effectberekening en -beoordeling wegwerken. Uit ervaring bij bestaande windparken blijkt dat gerichte metingen meestal niet resulteren in een niet-plaatsing, maar ze kunnen vrijwel altijd betrouwbare kwantitatieve informatie verschaffen.

Om te bepalen of het gevoerde onderzoek op basis van de beschikbare gegevens voldoende is om uitspraken te doen over mogelijke effecten van geplande windparken, kunnen volgende vragen gesteld worden:

- Worden alle belangrijke/gevoelige soorten of soortgroepen onderzocht?
- Zijn er voldoende gegevens om tot een betrouwbaar besluit te komen?
- Is de onderzoeksperiode voldoende lang om een beeld te krijgen van de werkelijke situatie?
- Is er rekening gehouden met factoren die een gemiddelde werkelijke situatie sterk kunnen beïnvloeden, zoals een uitzonderlijk lange ijsbedekking in pleistergebieden waardoor minder vogels aanwezig zijn dan normaal?
- Omvat het onderzoeksgebied het volledige gebied van het geplande windpark?
- Zijn eventuele extrapolaties aanvaardbaar indien slechts deel van gebied onderzocht werd?

Indien bovenstaande vragen niet allemaal positief kunnen beantwoord worden, kan een deskundige nagaan of theoretische correcties van de resultaten mogelijk zijn op basis van aannames en losse waarnemingen. De mogelijke effecten moeten voldoende betrouwbaar kunnen bepaald worden op basis van een gemiddeld en een worst-case scenario.

Hieronder geven we een leidraad voor de methodologie van gerichte metingen, voor in het geval dat dergelijke bijkomende metingen worden uitgevoerd. Om de deskundige te helpen bij het plannen van bijkomende metingen, stellen we enkele basisprotocollen voor, gebaseerd op de meest recente wetenschappelijke kennis. Bij het toepassen van deze protocollen, kan men ervan uitgaan dat er gegevens worden verzameld die doorgaans voldoende zijn om onzekerheden weg te werken in functie van de risicoanalyse. Dit wil niet zeggen dat de protocollen vast staan. Het is wel aangeraden dat een deskundige de protocollen als basis gebruikt om de methodologie op projectniveau te bepalen. Het type en de hoeveelheid bijkomende metingen kunnen dus verschillend zijn per locatie. Nog een voordeel om met de protocollen te werken, is een gestandaardiseerde gegevensverzameling met bijgevolg een gemakkelijkere vergelijking tussen locaties. Bovendien zijn die gegevens dan ook beter bruikbaar voor wetenschappelijk onderzoek op niveau Vlaanderen.



## **4.5.1 Methodes voor metingen van vogels**

### **4.5.1.1 Algemene onderzoeksopzet**

In tegenstelling tot vleermuizen is het voor vogels op basis van de beschikbare gegevens doorgaans voldoende om te bepalen of er indicaties zijn voor effecten door geplande windturbines. Bij grote onzekerheden over de aanwezige of doortrekkende aantallen en vooral de al dan niet betekenisvolle effecten die hierdoor zouden optreden, wordt bij voorkeur een uitgebreide inventarisatie uitgevoerd. Een beperkte inventarisatie heeft hier doorgaans weinig meerwaarde. In geval van potentieel belangrijke leefgebieden, kunnen inventarisaties van broedende, pleisterende en/of rustende vogels uitgevoerd worden. In geval van potentieel belangrijke vliegbewegingen zijn dit inventarisaties van die bewegingen. Op basis van de beschikbare gegevens moet het voor een deskundige mogelijk zijn om te bepalen voor welke soorten en in welk seizoen dergelijke inventarisaties aangewezen zijn.

In de meeste gevallen zullen metingen gedurende één jaar voldoende zijn voor een analyse naar de mogelijke effecten voordat de windturbines zijn geplaatst. In uitzonderlijke gevallen zal een tweede of derde jaar zinvol zijn (Gove *et al.*, 2013; Scottish Natural Heritage, 2014). Hieronder bespreken we methodes voor een uitgebreide inventarisatie.

### **4.5.1.2 Inventarisaties van broedende, pleisterende en rustende vogels**

Enkele nuttige aanbevelingen voor het inventariseren van broedende, pleisterende en rustende vogels kan men o.a. terugvinden in Strickland *et al.* (2011), Gove *et al.* (2013) en Scottish Natural Heritage (2014). In Wallonië is de basisrichtlijn vanuit de overheid om minstens 3 inventarisaties rondes te verrichten op ideale momenten verspreid in het broedseizoen voor broedvogels of in de winter- en doortrekperiode voor overwinterende/pleisterende vogels (Waanse regering, 2013). Met deze basisrichtlijn kan inderdaad voldoende informatie aangeleverd worden om de mogelijke effecten van windturbines te berekenen.

### **4.5.1.3 Inventarisaties van vliegbewegingen**

Voor het inventariseren van vliegbewegingen kunnen op vaste telpunten in of rondom een projectgebied gerichte tellingen van lokale trek en/of seizoenstrek georganiseerd worden. De methodologie zal afhangen van het type trekroute. De beste resultaten met de laagste kans op blijvende onzekerheden zullen verkregen worden door 24/24 u. tellingen, maar onderstaande aanbevelingen kunnen globaal aanzien worden als een goed evenwicht tussen haalbaarheid en betrouwbaarheid van de resultaten (op basis van gegevens uit o.a. van der Winden *et al.* (1998), Prinsen *et al.* (2004), Everaert (2008e), Gove *et al.* (2013), Scottish Natural Heritage (2014) en best professional judgement).

### **Slaaptrek van zwanen, ganzen, steltlopers en meeuwen**

Avond- en ochtendtellingen worden best gespreid over het winterhalfjaar uitgevoerd (oktober tot maart), in het bijzonder van november tot februari. De tellingen gebeuren minimaal met behulp van een verrekijker, eventueel ook met nachtkijker en/of radar (op projectniveau te bepalen). De ochtendtrek (terugtrek) is vrij gelijkaardig aan de avond-slaaptrek maar lokaal kunnen toch verschillen optreden. De tellingen tijdens de ochtendtrek gebeuren best vanaf 2 uur voor zonsopgang tot zeker 1 uur na zonsopgang. De tellingen tijdens de avondtrek gebeuren best vanaf 2 uur voor zonsondergang tot 1 uur (en tot 2 à 3 uur indien met nachtkijker en/of radar) na zonsondergang.

### **Voedseltrek rond broedkolonies**

Dagtellingen (incl. ochtend en avondschemering) kunnen best gespreid gebeuren over de volledige broedperiode van de betreffende soorten, zeker tijdens de fase wanneer de jongen worden grootgebracht. Doorgaans is dat de meest intense periode van voedseltrek. De tellingen gebeuren minimaal met verrekijker. Afhankelijk van de soort (gedrag om voedsel te zoeken) kan gekozen worden voor een bepaalde periode van de dag, bij voorkeur met aaneensluitende periodes van telkens minimaal 3 uur op momenten dat de hoogste aantallen worden verwacht.

## **Voedseltrek watervogels (eenden, zwanen, ganzen) en steltlopers in de winterperiode**

Vooraf avond- en nachttellingen verspreid over het winterhalfjaar (oktober tot maart) zijn noodzakelijk om een goed beeld te krijgen van de voedseltrek. Bij voorkeur worden bijkomend ook ochtendtellingen verricht (ca. 25% van alle tellingen) om te bepalen of zich tijdens de ochtend gelijkaardige vliegbewegingen voordoen. In bepaalde omstandigheden kunnen ook dagtellingen aangewezen zijn, zeker indien er veel getijdentrek aanwezig is. De tellingen gebeuren minimaal met verrekijker en eventueel ook met nachtkijker en/of radar (op projectniveau te bepalen). Avond- en nachttellingen in niet-getijdengebieden gebeuren best vanaf 1 uur voor zonsondergang tot minstens 2 uur (bij voorkeur 3-4 uur) na zonsondergang. Ochtendtellingen gebeuren best vanaf 2 uur voor zonsopgang tot 1 uur na zonsopgang.

## **Seizoenstrek**

Tellingen van seizoenstrek kunnen het best uitgevoerd worden van september tot november, zeker overdag (volledige dagperiode inclusief schemerperiode) en eventueel ook 's nachts (nachtkijker en/of radar, op projectniveau te bepalen).

### **Informatie over de looptijd van de inventarisaties per seizoen**

Het aantal teluren en de telmethode zijn afhankelijk van lokale omstandigheden, de bruikbaarheid van reeds beschikbare gegevens en de kans op grote variaties tussen teldagen. Ervaring van onderzoekers op diverse plaatsen (veelal met betrekking tot roofvogels) suggereert dat een onderzoeksperiode van minimaal 36 teluren per telpunt en per seizoen volstaat om een beeld te krijgen van de situatie. In Gove *et al.* (2013) en Scottish Natural Heritage (2014) geeft men dit minimum daarom als richtwaarde aan voor de meeste vogelsoorten. Uiteraard zal een groter aantal teluren de kennis verder doen toenemen, een deskundige kan de methode op projectniveau bepalen. Op basis van de minimaal 36 teluren, kan voor de voedsel-, slaap- en ochtendtrek van overwinterende vogelsoorten bijvoorbeeld geopteerd worden voor het uitvoeren van minimaal 2 tellingen per maand in de periode oktober tot maart. In de veronderstelling dat het volledige plangebied vanuit één telpunt kan overzien worden, duurt elke avond- of ochtendtelling minstens 3 uur. Een alternatief is bijvoorbeeld 3 tellingen per maand in de periode november tot februari. Meer gedetailleerde aanbevelingen over de methode voor het uitvoeren van tellingen is beschreven in Scottish Natural Heritage (2010; 2014), alsook in Strickland *et al.* (2011) en Gove *et al.* (2013).

Meer informatie:

National Wind Coordinating Collaborative. Wildlife working group publications.

<http://www.nationalwind.org/issues/wildlife.aspx>

Scottish Natural Heritage (SNH) guidance documents on siting and assessment.

<http://www.snh.gov.uk/planning-and-development/renewable-energy/onshore-wind/>

### **Informatie over radaronderzoek**

Bij indicaties van grote aantallen overtrekkende vogels tijdens de seizoenstrek (stuwtrekzones) of van lokale vliegbewegingen van watervogels die tijdens hun voedseltrek ook vaak in de schemering of 's nachts vliegen, kan een radarstudie heel nuttig zijn om een hoge betrouwbaarheid en nauwkeurigheid te krijgen over de vliegbewegingen. Dergelijke studies kunnen best in overleg met het ANB en/of INBO uitgevoerd worden. De keuze voor deze relatief dure techniek zal o.m. afhangen van de grootte van het (geplande) windpark, de mate van onzekerheid betreffende de mogelijke effecten, en de mogelijkheid voor het bekomen van een radarvergunning. De kwaliteit van radaronderzoek hangt af van factoren zoals het type en de ijking van de radar, aantal meetdagen, het al dan niet toepassen van correcties voor het bepalen van het aantal overvliegende vogels, radar scanzone t.o.v. het interessegebied, weersomstandigheden, interferentie met gebouwen, enz. Het is sowieso aangeraden om de radardata te combineren met gewone waarnemingen (bv. met verrekijker in de schemering, nachtkijker of warmtebeeldcamera, identificatie van geluiden).

Bij het radaronderzoek aan geplande en bestaande windturbinelocaties worden veelal X-band en S-band scheepsradars gebruikt die hoge frequentie elektromagnetische golven uitzenden met een kracht variërend tussen 6 en 60 kW (Figuur 1). Bij X-band radars is de golflengte 3 cm, waardoor ook kleine zangvogels goed kunnen worden waargenomen. De S-band radars gebruiken een golflengte van 10 cm, wat minder goed is voor het waarnemen van kleine vogels, maar iets beter geschikt voor detectie op grotere afstand en bij regen. Bij radaronderzoek in windparken gebruikt men vaak gelijktijdig twee radars. De ene radar brengt tot op verschillende kilometers in het horizontaal vlak (360° in azimut) de vliegroutes in beeld. De andere radar wordt verticaal opgesteld en bepaalt in een smallere en relatief kleine zone het aantal passerende vogels (= de flux doorheen dat vlak) en de vlieghoogte. Dit laatste kan voldoende zijn om op een bepaalde plek langs een vermoedelijke trekroute de flux te berekenen van de bewegingen. Voor lokale vliegbewegingen zoals voedseltrek en slaaptrek, worden regelmatig de beide opstellingen gebruikt (van der Winden *et al.*, 1998; Detect, 2007; De Groot & Roggeman, 2006, Poot *et al.*, 2007; Fijn *et al.*, 2007, persoonlijke mededeling M. Poot (radarexpert Bureau Waardenburg)). Omdat die bewegingen vaak heel divers zijn (bv. verschillende richtingen) is een horizontale radarscan interessant om de exacte vliegroutes (in het ruimtelijk vlak) beter in kaart te brengen. Sowieso zal de combinatie van een horizontaal en vertikaal opgestelde radarantenne de meeste informatie geven. Er bestaan ook (ex-militaire) systemen die met één radarantenne alle vogels in 3D kunnen zien.

Gedetailleerde informatie over de methodologie bij radaronderzoek, waaronder ook de correctiemethodes voor diverse detectieproblemen, is onder meer beschreven in Harmata *et al.* (1999), Cooper *et al.* (1991), Cooper (1995), Poot *et al.* (2003, 2006), Detect (2007) en Schmaljohann *et al.* (2008).



Figuur 1 Afbeeldingen van moderne radarsystemen, zoals 'Detect-Merlin' (links) en 'Robin' (rechts).

Meer informatie:

<http://www.robinradar.com>, <http://www.detect-inc.com/avian.html>  
<http://www.srcinc.com/what-we-do/radar-and-sensors/bstar-avian-radar.html>

## 4.5.2 Methodes voor metingen van vleermuizen

### 4.5.2.1 Situering

Waarnemingen verricht met een verreijker en zelfs nachtkijker zijn niet mogelijk om een goed beeld te krijgen van de vleermuizenfauna in een gebied. Daarom worden meestal bat-detectoren gebruikt. Deze toestellen vangen de ultrasone geluidsgolven op die vleermuizen uitzenden voor echolocatie. Op die manier kunnen de meeste vleermuizen ook op genus- en/of soortnaam worden gebracht. Nachtkijkers en vooral warmtebeeldkijkers kunnen aanvullende informatie verschaffen over de aantallen en het gedrag. Radar kan mogelijk ook dergelijke nuttige informatie toevoegen, afhankelijk van het type radar.

De detectiecapaciteit van bat-detectoren is beperkt in afstand. Het is daardoor moeilijk om vanop grondniveau vleermuizen die op rotorhoogte van windturbines vliegen, waar te nemen. Daarom wordt aanbevolen om naast de gebruikelijke bat-detector metingen op de grond, ook metingen op grotere hoogte uit te voeren (Rodrigues *et al.*, 2014; Natural England, 2009a+b; DNF-DEMNA, 2010,2012; Hundt, 2011). Dit kan door detectoren te plaatsen op bestaande of tijdelijk geplaatste masten, of op de gondel van bestaande windturbines. Warmtebeeldkijkers en radar zijn ook nuttige instrumenten maar relatief duur in vergelijking met bat-detectoren. Het gebruik van radar voor vleermuisonderzoek zal bovendien vaak erg moeilijk zijn door de 'clutter' (hinderlijke weerkaatsing) van bomen in de omgeving. De effectiviteit van radar, al dan niet in combinatie met bat-detector en/of warmtebeeldkijker, moet nog nader onderzocht worden. Voorlopig beveelt men uitgebreide bat-detector tellingen aan (Rodrigues *et al.* 2008; 2014).

In tabel 1 is een beknopt overzicht gegeven van internationale aanbevelingen voor het voldoende correct inschatten van de effecten van windturbines op vleermuizen.

In eerste instantie zijn de EUROBATS richtlijnen een basis voor nationale en regionale aanbevelingen. In verschillende landen worden de EUROBATS richtlijnen dan ook officieel aanbevolen. In andere landen of regio's worden de EUROBATS richtlijnen deels aanbevolen in eigen nationale of regionale richtlijnen, met bepaalde aanpassingen gericht op het land of regio (EUROBATS, 2013). Bij de opmaak van de EUROBATS richtlijnen werd niet concreet gesproken over situaties waarin afwijkingen van de richtlijnen mogelijk zijn, bijvoorbeeld bij kleine projecten waar geen of weinig indicaties zijn voor mogelijke effecten. De richtlijnen geven wel duidelijk aan dat het aantal gedode vleermuizen niet enkel afhankelijk is van het aantal windturbines (Rydell *et al.*, 2010a; Rodrigues *et al.*, 2014).

De Bat Conservation Trust heeft ook uitgebreide aanbevelingen voor metingen bij geplande windturbinelocaties gepubliceerd (Hundt *et al.*, 2012). In deze aanbevelingen is wel een onderscheid gemaakt tussen kleine en grote projecten.

Enkele recente wetenschappelijke publicaties geven informatie over automatische (continu metende) bat-detectoren op vaste puntlocaties. Deze informatie kan nuttig zijn bij het onderzoek i.k.v. geplande windturbines. Skalak *et al.* (2012) kwamen op basis van empirisch onderzoek in een gebied met een grote diversiteit aan habitats tot volgende bevindingen:

- De kans om nog nieuwe soorten te detecteren gedurende nachtelijke metingen werd duidelijk kleiner vanaf 3 à 4 uur na zonsondergang. In die eerste 3 à 4 uur worden doorgaans de meeste algemeen aanwezige soorten gedetecteerd. Om ook minder algemene soorten te detecteren, is het aangewezen om steeds gedurende de volledige nacht te meten.
- Globaal genomen waren er in de lente, zomer en herfst telkens tot 5 nachten nodig om de meest algemeen aanwezige soorten (in het onderzoek bepaald op 40-60% van alle aanwezige soorten) te kunnen detecteren.
- Tijdens de zomerperiode waren 22 en 46 volledige nachten nodig om resp. 80% en 90% van alle aanwezige soorten in het gebied te kunnen detecteren. Tijdens het najaar waren hiervoor resp. 16 en 30 nachten nodig.

Froidevaux *et al.* (2014) vonden vrij gelijkaardige resultaten bij empirisch onderzoek naar het aantal aanwezige soorten in bosgebied:

- De beste resultaten werden gevonden bij metingen op open plekken in het bos.
- Er waren ongeveer 5 avonden (tot 4 uur na zonsondergang) nodig om in de zomerperiode de meest algemeen aanwezige soorten in het gebied (in het onderzoek bepaald op 50-60% van alle soorten) te kunnen detecteren.
- Er waren 7 en 17 volledige nachten nodig om in de zomerperiode resp. 80% en 90% van alle aanwezige soorten in het gebied te kunnen detecteren.

Vleermuisactiviteit vertoont soms grote variatie per nacht. Bij inventarisaties is het daarom van belang om een voldoende aantal nachten te meten. Monitoringstudies hebben aangetoond dat de activiteit van de ene nacht op de andere met meer dan 50% kan wijzigen, zelfs met gelijke weersomstandigheden. Veranderingen in de concentratie van insecten kan hierbij een belangrijke factor zijn (Rodrigues *et al.*, 2014).

Tabel 1 Beknopt overzicht van internationale en regionale/landelijke aanbevelingen voor metingen.

Instantie	Zoeken naar verzamelplaatsen: kolonies, tussen- en winterverblijfplaatsen	Manuele punt-transect metingen <sup>1</sup>	Continue automatische metingen op vaste punten (bij voorkeur ook op een hoogte)
EUROBATS (Rodrigues <i>et al.</i> , 2014)	Binnen 2 km van geplande turbines, gedurende de periode van de metingen (binnen 5 km ook controle van gekende locaties).	Binnen 1 km rond de geplande windturbines: 15/04–15/05: 4 keer 15/05–31/07: 6 keer 1/08–31/08: 4 keer 1/09–31/10: 8 keer Telkens om de 10 dagen.	Tijdens de duur van de punt-transect metingen, op vast punt t.h.v. de geplande turbines.  Tijdens de periode 15/04 tot 31/10 zowel op grondniveau als op een hoogte, gedurende de nachtperiode (1 u. voor zonsondergang tot 1 u. na zonsopgang) op één of meerdere turbine inplantingslocaties binnen gepland windpark (meerdere bij verschillende landschapstypes). Langs waterlopen en waterplassen in oktober ook vanaf 3 u. voor zonsondergang.
Bat Conservation Trust (Hundt <i>et al.</i> , 2012)	In de wijde omgeving gedurende het volledig seizoen van april tot oktober.	Laag risico gebied 1/04–31/10: 1 keer in elk van de 3 seizoenen.  Gemiddeld risico gebied 1/04–31/10: 1/maand  Hoog risico gebied 1/04–31/10: 2/maand	Continue metingen op een hoogte: minimum 1 mast-punt tijdens de volledige periode juli-september, of minimum 4 nachten per maand in de periode juli-september. Indien een mast niet mogelijk is, kan een ballon gebruikt worden.  Continue metingen op grondniveau (1/04–21/10): Laag risico gebied Bij 1-4 turbines, 5 nachten/turbine/seizoen. Bij 5-10 turbines, idem voor 20% van turbines. Bij > 10 turbines, idem voor 10% van turbines.  Gemiddeld risico gebied Bij 1-4 turbines, 5 nachten/turbine/maand. Bij 5-10 turbines, idem voor 30% van turbines. Bij >10 turbines, idem voor 20% van turbines.  Hoog risico gebied Bij 1-4 turbines, 10 nachten/turbine/maand. Bij 5-10 turbines, idem voor 40% van turbines. Bij >10 turbines, idem voor 30% van turbines.
Wallonië (DNF-DEMNA, 2010,2012; Waalse regering, 2013)	Binnen 10 km, gedurende de periode van de metingen.	Algemeen: 1/04–31/10: 6-12 keer  < 200 m van bossen: 1/04–31/10: minimum 9-12 keer op enkele plaatsen rond elke geplande windturbine.	Algemeen: Eventueel (lokaal nader te bepalen).  < 200 m van bossen: 1/04 – 31/10: continu (1 april – 31 oktober), ook op een hoogte.

Frankrijk (SFEP, 2013)	In de wijde omgeving gedurende het volledig seizoen	Gemiddeld gevoelige soorten: 1/04–15/10: 6 keer in elk van de 3 seizoenen.  Zeer gevoelige soorten: 1/04–15/10: 6 keer in elk van de 3 seizoenen.	Gemiddeld gevoelige soorten: 1/04–15/10: 6 nachten in elk van de 3 seizoenen indien hoogvliegende soorten aanwezig zijn.  Zeer gevoelige soorten: 1/04–15/10: continu.
Duitsland, 2 regio's (LANU, 2008; NLT, 2011)	Binnen 3 km, gedurende de periode van de metingen	In risicogebied: 15/04–15/05: 4 keer 16/05–31/07: 5 keer 1/08–15/10: 10 keer	In risicogebied: 15/07–30/09: continu
Nederland (Limpens <i>et al.</i> , 2007; VNGB-ZV-GN, 2013; Boonman <i>et al.</i> , 2013)	In de omgeving, 2 keer per seizoen	Algemeen: 1/04–15/10: 7 keer <sup>2</sup> 15/04–15/10: 2-6 keer <sup>4</sup>	Algemeen: 1/04–15/10: minimum 7 nachten <sup>2,3</sup>

- (1) Minstens gedurende het eerste deel van de nacht (zonsondergang tot 4 u. erna).
- (2) Doorgaans past men in Nederland een meer projectgebonden en dus variabele methode toe bij geplande windparken.
- (3) Om te vergelijken met monitoring na plaatsing van windturbines (bv. in het kader van milderende maatregelen) zijn enkele weken tot 3 volledige seizoenen aanbevolen (Boonman *et al.*, 2013).
- (4) Gemiddeld, volgens algemeen protocol, afhankelijk van de soort en de omstandigheden.

Op basis van bovenstaande gegevens, stellen we hieronder een leidraad voor met basisprotocollen voor de ervaren vleermuisonderzoeker die tellingen wil uitvoeren bij geplande en/of bestaande windparken in Vlaanderen.

#### 4.5.2.2 Algemene onderzoeksopzet

Gerichte bat-detector metingen worden uitgevoerd door vleermuisdeskundigen met aantoonbare ervaring en met minstens twee detectors waarvan er één ook opnames kan maken (Figuur 2). De werkmethode bestaat telkens uit twee onderdelen, waarbij enerzijds het landschapsgebruik wordt onderzocht en anderzijds de vleermuisactiviteit per tijdseenheid wordt gekwantificeerd. Het is aanbevolen dat de opnames nadien ter beschikking kunnen worden gesteld aan de overheid (bv. voor controle en/of verwerking in de Vlaamse risicoatlas).

In de meeste gevallen zullen metingen gedurende één seizoen voldoende zijn voor een analyse naar de mogelijke effecten voordat de windturbines zijn geplaatst.

#### Onderzoek naar het landschapsgebruik van vleermuizen

Dit onderzoek wordt in hoofdzaak 's avonds uitgevoerd. De onderzoeker doorkruist het projectgebied van de windturbines en directe omgeving (ca. 1 km rondom) met een bat-detector. De verplaatsing gebeurt bij voorkeur te voet en/of met de fiets. Een zone in een straal van ongeveer 1 km rond de geplande windturbines wordt daarbij ook onderzocht op de aanwezigheid van kolonies, specifiek op de locaties die daarvoor interessant kunnen zijn.

- Het zoeken van eventuele kolonies gebeurt net voor zonsondergang of indien mogelijk ook 's morgens een uur voor zonsopgang.
- Het bepalen van de aanwezigheid, de activiteit, de vliegroutes en de soortensamenstelling t.h.v. de geplande windturbines gebeurt vanaf zonsondergang tot 3 à 4 uur na zonsondergang, afhankelijk van de weersomstandigheden. Dergelijke tellingen kunnen bij voorkeur gebeuren op basis van een vrije inventarisatieroute langs de geplande windturbines zelf en ook in de directe omgeving. De meerwaarde van vaste telpunten is hier te beperkt omwille van de variatie in activiteit. Op die manier kan de waarnemer ter plekke ook inspelen op de vondst van een verblijfplaats of interessant jachtgebied. De tellingen worden uitgevoerd bij droog weer, weinig wind en indien mogelijk bij meer dan 10 °C.

## Kwantificeren van activiteit per tijdseenheid op vaste punten

Metingen met automatische bat-detectors gebeuren continu vanop een vast punt.

Bij quick-scan inventarisaties (deel 4.5.2.3.1) wordt minstens gedurende een volledige avond gemeten, d.w.z. tot ca. 4 u. na zonsondergang. Dit kan dan gelijktijdig met de avondbezoeken voor het bepalen van het landschapsgebruik (zie boven).

Bij uitgebreide inventarisaties (deel 4.5.2.3.2) zijn automatische metingen gedurende de volledige nacht aangewezen (zonsondergang tot zonsopgang). De metingen zijn bij voorkeur binnen de 200 m van minstens de meest risicovolle geplande turbine (op basis van de ruimtelijke vleermuizenanalyse). Als er metingen vanop een hoogte worden uitgevoerd, kan dit best vanop een bestaande of tijdelijke mast gebeuren. De hoogte waarop gemeten wordt bedraagt bij voorkeur minstens 18 m. Ideaal is een meting op rotorhoogte. Een ballon is niet aangeraden (Rodrigues *et al.*, 2014). Het is immers gekend dat vleermuizen vaak hoger vliegen ter hoogte van een meer opvallende constructies zoals een mast of andere hoge vaste constructie.



Figuur 2 Voorbeelden van bat-detectors voor onderzoek naar landschapsgebruik (links) en voor het kwantificeren van activiteit per tijdseenheid op vaste punten (rechts).

Voor de verwerking van bat-detector metingen op vaste punten, kan de vleermuizenactiviteit best gepresenteerd worden als een activiteit-index, bijvoorbeeld het aantal contacten per uur of activiteit-eenheid per uur. Behalve de data kunnen telkens ook het gebruikte materiaal, de methode en de parameters, zoals weersomstandigheden, besproken worden.

Voor sommige soorten (bv. rosse vleermuis, ruige dwergvleermuis) bestaat er een positieve correlatie tussen de activiteit op grondniveau en wijkhoogte, maar dit is niet het geval bij andere soorten zoals gewone dwergvleermuis (Rodrigues *et al.*, 2014). Hiermee dient rekening gehouden te worden bij de interpretatie van de gegevens en de eventueel toe te passen correctiefactoren bij metingen op grondniveau.

### 4.5.2.3 Inventarisatiemethodes

Voor vleermuizen kan er gekozen worden tussen quick-scan of uitgebreide inventarisaties.

#### 4.5.2.3.1 Quick-scan inventarisaties

##### Doelstellingen

-Om een indicatie te bekomen of er (veel) vleermuizen in het gebied aanwezig zijn, mede om te bepalen of er voor windturbines gevoelige soorten aanwezig zijn.

-Om een globaal beeld te bekomen van de vleermuisactiviteit en het landschapsgebruik van de vleermuizen in het gebied.

Onderzoek naar landschapsgebruik tijdens avondbezoeken	Kwantificeren van activiteit per tijdseenheid op vaste punten
<p>Minstens 5 avondbezoeken verspreid in de periode 1 april tot 15 oktober.</p> <p>-Dit moet minimaal gericht zijn op de periode juli tot september.</p> <p>-Bij mogelijke aanwezigheid<sup>1</sup> van een belangrijke verzamelplaats van een risicosoort<sup>2</sup> binnen 500 m van de turbines, bij voorkeur ook minstens één avondbezoek in de periode april tot juni.</p> <p>Om te kunnen anticiperen om in hetzelfde jaar het onderzoek om te vormen tot een uitgebreide inventarisatie (zie 4.5.2.3.2), bijvoorbeeld als uit de eerste bezoeken duidelijk blijkt dat er veel vleermuisactiviteit is, zal het sowieso nuttig zijn om vooral in mei en/of juni al minstens één bezoek te doen.</p>	<p>Afhankelijk van de uitkomst van de ruimtelijke vleermuizenanalyse van de deskundige (als desk-analyse, zie deel 4.6) en eerste avondbezoeken, kan bij indicaties voor de aanwezigheid van een risicozone ook overwogen worden om enkele metingen te verrichten met een automatische detector, bij voorkeur dan één van de onderstaande opties:</p> <p>-minstens 5 volledige opeenvolgende nachten op minstens één vast punt, bij voorkeur ergens in de periode 15 juli tot 15 oktober (periode ook afhankelijk van de inschatting van de deskundige).</p> <p>-minstens 5 volledige avonden op een vast punt, tegelijkertijd met de avondbezoeken in functie van het onderzoek naar het landschapsgebruik (zie kolom links).</p> <p>Hierbij is dan onderstaande regel aanbevolen.</p> <p><i>Bij 1-4 windturbines<sup>3</sup>: op min. één locatie op grondniveau.</i></p> <p><i>Bij <math>\geq 5</math> windturbines<sup>3</sup>: idem als bij 1-4 windturbines, of op min. twee locaties indien de windturbines in een heterogeen landschap liggen met bv. een bosrand of waterloop vs. open gebied.</i></p>

(1) De kans op aanwezige verzamelplaatsen zal het grootst zijn in oude bossen en gebouwen.

(2) Zie definitie van belangrijke verzamelplaatsen van risicosoorten in tabel 20 van deel 7.1.2.

(3) Er moet hierbij rekening gehouden worden met cumulatieve effecten van andere bestaande/geplande turbines uit andere projecten of plannen.

##### Voordeel in vergelijking met uitgebreide inventarisaties

Een snelle manier om te bepalen of de locatie werkelijk in een risicozone voor vleermuizen ligt.

##### Nadelen in vergelijking met uitgebreide inventarisaties

Geen gedetailleerd beeld van de vleermuisactiviteit en het landschapsgebruik van de vleermuizen in het gebied. Hierdoor zijn er mogelijk onvoldoende gegevens om de mogelijke effecten grondig (kwantitatief) in te schatten en te kunnen bepalen of milderende maatregelen al dan niet aangewezen zijn.



#### 4.5.2.3.2 Uitgebreide inventarisaties

##### Doelstellingen

-Om een uitgebreid beeld te bekomen van de meeste aanwezige soorten, mede om te bepalen of er voor windturbines gevoelige soorten vleermuizen aanwezig zijn.

-Om een gedetailleerd beeld te bekomen van de vleermuisactiviteit en het landschapsgebruik van de vleermuizen in het gebied.

Onderzoek naar landschapsgebruik tijdens avondbezoeken	Kwantificeren van activiteit per tijdseenheid op vaste punten
<p>Minstens 9 avondbezoeken verspreid in de periode 1 april tot 15 oktober.</p> <p>-Dit moet minimaal gericht zijn op de periode juli tot september.</p> <p>-Bij mogelijke aanwezigheid<sup>1</sup> van een belangrijke verzamelplaats van een risicosoort<sup>2</sup> binnen de 500 m van de turbines, bij voorkeur ook minstens één avondbezoek in de periode april tot juni.</p>	<p>Minstens op vast punt(en) in de periode: 15 juli – 31 aug.: 15 volledige nachten<sup>3</sup> 1 sept. – 15 okt.: 15 volledige nachten<sup>3</sup></p> <p>Bij mogelijke aanwezigheid<sup>1</sup> van een belangrijke verzamelplaats van een risicosoort<sup>2</sup> binnen 500 m van de turbines, bij voorkeur ook 15 nachten in de periode 1 april tot 15 juli.</p> <p>Hierbij is onderstaande regel aanbevolen.</p> <p><i>Bij 1-4 windturbines<sup>4</sup>: op minstens één locatie op grondniveau. Tijdens de tweede periode indien mogelijk op een mast van min. 20 m. In bossen indien mogelijk op een mast die tot net boven de boomkruinen komt.</i></p> <p><i>Bij ≥ 5 windturbines<sup>4</sup>: idem als bij 1-4 windturbines, of op min. twee locaties indien de windturbines in een heterogeen landschap liggen met bv. een bosrand of waterloop vs. open gebied.</i></p>

(1) De kans op aanwezige verzamelplaatsen is het grootst in oude bossen en gebouwen.

(2) Zie definitie van belangrijke verzamelplaatsen van risicosoorten in tabel 20 van deel 7.1.2.

(3) Kleine afwijkingen en onderbrekingen, bijvoorbeeld omwille van technische redenen, zijn aanvaardbaar. Bij voorkeur met enkele sessies van telkens minstens 5 opeenvolgende nachten. Er moet hierbij ook rekening gehouden worden met cumulatieve effecten van andere bestaande/geplande turbines uit andere projecten of plannen.

(4) Er moet hierbij ook rekening gehouden worden met cumulatieve effecten van andere bestaande/geplande windturbines uit andere projecten of plannen.

##### Voordelen in vergelijking met quick-scan inventarisaties

Hiermee kunnen de mogelijke effecten in echte risicozones grondig (kwantitatief) geschat worden, alsook of het al dan niet aangewezen is om milderende maatregelen toe te passen. De optie om dergelijke inventarisaties eventueel pas uit te voeren na plaatsing van de windturbines (al dan niet met afsprakenkader) kan door een deskundige op projectniveau bepaald worden.

##### Nadeel in vergelijking met quick-scan inventarisaties

Neemt meer tijd in beslag.

## 4.6 Beschrijving van de referentiesituatie en de geplande ontwikkelingen

Op basis van de beschikbare gegevens en eventuele bijkomende metingen kunnen de actuele natuurwaarden en de geplande ontwikkelingen beschreven worden. Daarbij hoort ook een beschrijving van de vegetaties en de ruimtelijke eigenschappen van het projectgebied en de omgeving, in relatie tot mogelijk leefgebied van vogels en vleermuizen.

Zeker voor vleermuizen is het bijzonder belangrijk om een 'ruimtelijke vleermuizenanalyse' (als desk-analyse) te maken waarbij de kans op regelmatige aanwezigheid van de voor windturbines gevoelige vleermuizen wordt geschat op basis van alle beschikbare gegevens. Deze analyse omvat bij voorkeur een visualisatie op kaart (met bv. luchtfoto's) van de landschappelijke kenmerken en mogelijke vliegroutes/foerageergebieden van vleermuizen.

## 4.7 Studiegebied, te behandelen soorten en globale methodiek

### 4.7.1 Theoretisch kader

Bij de start van een project moeten de mogelijke effecten op vogels en vleermuizen onderzocht worden. Bij soorten waarvoor instandhoudingsdoelstellingen zijn opgemaakt, mogen deze doelen niet in het gedrang komen. De vraag welke soorten of soortgroepen moeten behandeld worden bij een evaluatie van de effecten tot op populatieniveau, zal afhangen van de schaal waarop de mogelijke effecten worden geëvalueerd: lokaal, regionaal (= gewest Vlaanderen), nationaal of internationaal-biogeografisch. De schaal wordt best gedefinieerd op basis van populatiekenmerken.

De betekenis van (het leefgebied van) een lokale populatie kan heel verschillend zijn. Dit kan de populatie zijn ter hoogte van het projectgebied (windpark en directe omgeving), maar ook de populatie op basis van een meer ecologische betekenis, waarbij bijvoorbeeld verschillende gebieden in de wijde omgeving als een ecologisch geheel worden aanzien. Hierbij kan ook onderscheid gemaakt worden tussen een broedpopulatie, een overwinterende en een doortrekkende populatie.

In een gidsdocument ter verduidelijking van de Vogelrichtlijn (Europese Commissie, 2008) werd m.b.t. mortaliteit door afwijkingen op de gewone jachtwetgeving, de 'betreffende populatie' waarin de sterfte door dergelijke afwijking kan worden geëvalueerd, als volgt gedefinieerd: "Voor standvogels betekent 'betreffende populatie' de populatie van de geografische regio waarin toepassing van de afwijking wordt verlangd. Voor soorten die met de trek bezig zijn, betekent het de populatie van de regio's waar het grootste aantal trekvogels vandaan komt voordat ze door de regio trekken waarin toepassing van de afwijking wordt verlangd tijdens de periode dat ze van kracht is. Tijdens de winterperiode betekent dit de minimale overwinterende populatie aanwezig in de regio waarin toepassing van de afwijking wordt verlangd. In gevallen waarin de populatie wordt gedeeld door verschillende lidstaten, kan er gebruik van afwijkingen zijn voor trekvogels van dezelfde populatie in de verschillende landen. In zulke omstandigheden zou het nodig zijn de betreffende populatie te beperken tot die populatie die voorkomt op het grondgebied waar de afwijking van toepassing is op het tijdstip dat de onttrekking plaatsvindt, om cumulatieve effecten te minimaliseren" (Europese Commissie, 2008).

De betekenis van 'regio' in bovenstaande aanbeveling kan divers zijn en is afhankelijk van het niveau waarop de afwijking (bijkomende sterfte) vanuit een overheidsbevoegdheid wordt beoordeeld. In het betreffende gidsdocument geeft men aan 'regio' doorgaans een subnationale betekenis, zoals de regio Vlaanderen (= gewest), waarin regionale wetgeving bestaat ter bescherming van wilde fauna.

Op populatiedynamisch vlak is een evaluatie t.o.v. de regionale populatie (Vlaanderen) het meest aangewezen. In Scottish Natural Heritage (2006) geeft men voor Schotland wel aan dat een evaluatie op populatieniveau ook kan gebeuren op niveau van een meer ecologisch geheel. Hiervoor zijn zogenaamde 'Scottish Natural Heritage Zones' afgebakend. Verder wijst men in Scottish Natural Heritage (2006) ook terecht op het feit dat een effect op een lokale populatie ook betekenisvol kan zijn op niveau van een regio als die lokale populatie een belangrijk aandeel vormt in die regio. Lokale effecten kunnen volgens Scottish Natural Heritage (2006)

aanvaardbaar zijn als zowel de effecten niet vermijdbaar zijn door redelijkerwijs haalbare maatregelen en/of alternatieven, en als er door onderzoek redelijkerwijs kan aangetoond worden dat hierdoor op regionaal niveau geen betekenisvolle effecten kunnen optreden, en op voorwaarde dat deze effecten geen populaties in speciale Beschermingszones kunnen aantasten (Scottish Natural Heritage, 2006).

## 4.7.2 Toepassing in Vlaanderen

### STUDIEGEBIED

Momenteel is het aangewezen om het studiegebied voor vogels en vleermuizen te baseren op de **lokale populatie**. Voor een analyse op niveau Vlaanderen (= regionaal) zal doorgaans onvoldoende informatie beschikbaar zijn, o.m. over cumulatieve effecten. Een lokale populatie definiëren we hier als een ecologisch geheel dat doorgaans uit meerdere deelgebieden bestaat waartussen regelmatig vliegbewegingen zijn.

Voor vogels kan hierbij een onderscheid gemaakt worden op basis van mogelijke effecten op overwinterende, broedende of doortrekkende vogels. Een effect zal zich immers meestal voordoen in een bepaald seizoen. De trekroutes en 1 tot 5 km onderzoeksbuffers rond gebieden in de risicoatlas vogels-windturbines (deel 4.3) kunnen hiervoor al een indicatie geven. Voor overwinterende of broedende vogels kunnen lokale populaties bijvoorbeeld de watervogel- of broedpopulaties zijn in de Oostkustpolders, het Vijvergebied Midden-Limburg, de Durmevallei en het Linker- en Rechterscheldeoevergebied in Antwerpen en de Waaslandhaven. Voor seizoenstrek kan de afbakening gebeuren door de volledige gekende trekcorridor (binnen regio Vlaanderen) te identificeren. De Vlaamse risicoatlas vogels-windturbines levert informatie om een lokale populatie ecologisch te definiëren in de ruimte, maar een expertenoordeel zal hier ook van belang zijn.

Voor vleermuizen zal het studiegebied een grootte hebben van minstens 500 m rond de windturbines, naar analogie met de onderzoeksbuffers in de risicoatlas vleermuizen-windturbines (deel 4.3). Om de aanwezigheid van bepaalde soorten vleermuizen in het plangebied in te schatten, is het echter ook belangrijk om in een ruimere zone van ongeveer 5 km rond de turbines relevante beschikbare gegevens van (mogelijke) verzamelplaatsen van bedreigde en zeldzame vleermuissoorten op te vragen. Vleermuizen kunnen bijvoorbeeld tot verschillende kilometers rond de kolonie dagelijks gaan foerageren.

Bij een mogelijk betekenisvolle aantasting van de natuurlijke kenmerken van een **Vogel- en/of Habitatrichtlijngebied** moet een Passende Beoordeling opgesteld worden. Hierin worden de consequenties voor het betreffende gebied onderzocht. Bij de beoordeling moet rekening gehouden worden met de instandhoudingsdoelstellingen voor het betreffende gebied. Voor het aspect verstoring in het leefgebied kan een evaluatie op niveau van de SBZ gelden, maar voor het aspect mortaliteit is een evaluatie op een ecologisch lokaal niveau aangewezen.

### TE BEHANDELEN SOORTEN EN GLOBALE METHODIEK

In theorie dienen alle beschermde soorten behandeld te worden. In de praktijk is het aanbevolen om speciale aandacht te besteden aan Natura 2000-soorten en andere soorten met bepaalde doelstellingen, Rode-Lijstsoorten en zeldzame soorten, alsook soorten die in belangrijke aantallen aanwezig zijn (zie verder). Het is ook vanzelfsprekend om enkel de soorten die potentieel een effect kunnen ondervinden uitgebreid te behandelen. Deze gevoeligheid voor effecten kan al mee bepaald worden in het kader van bijvoorbeeld de MER screening op basis van alle beschikbare gegevens.

Voor **vogelsoorten waarvan de lokale populatie 'zeer belangrijk' is op niveau van de regio Vlaanderen**, is het aangewezen om een kwantitatieve effectbeschrijving en -beoordeling uit te voeren, of toch minstens met kwantitatieve elementen in de effectbeschrijving (zie deel 4.8) en -beoordeling (zie deel 4.9), dus waarbij ook concrete drempelwaarden voor al dan niet betekenisvolle effecten op populatieniveau worden toegepast. Conform de criteria in de risicoatlas vogels-windturbines en de gewestelijke instandhoudingsdoelstellingen (Paelinckx *et al.*, 2009) is dit voor broedvogels en niet-broedvogels het geval als de aantallen betrekking hebben op minstens 2% van de populatie in Vlaanderen. Ook specifiek voor seizoentrek kunnen de soorten worden meegenomen waarvan de doortrekkende aantallen bovengenoemde 2% waarde halen.

De effecten op **overige vogelsoorten** zullen in principe beperkt blijven tot een lokaal effect. Hiervoor kan wel een meer kwantitatieve benadering toegepast worden in een effectbeschrijving en effectbeoordeling. Voor soorten waar voldoende gegevens over beschikbaar zijn, kunnen kwantitatieve elementen in de effectbeschrijving opgenomen worden. De evaluatie van de mogelijke effecten kan op een kwalitatieve manier, zonder het toepassen van drempelwaarden in kader van een evaluatie op populatieniveau.

Specifiek voor **vleermuizen** zal het vaak moeilijk te bepalen zijn of de lokale populatie zeer belangrijk is op niveau van de regio Vlaanderen. Door het gebrek aan voldoende gegevens over populatiegroottes, zal een effectbeschrijving en effectbeoordeling hier doorgaans enkel kunnen worden uitgevoerd zoals beschreven in bovenstaande paragraaf over overige vogelsoorten. Het is aangewezen om in de beschrijving van de aanwezige natuurwaarden alle soorten vleermuizen te bespreken, maar in de effectenbeschrijving en -beoordeling zal de aandacht gaan naar de soorten die mogelijks een negatief effect kunnen ondervinden.

## 4.8 Informatie voor de effectbeschrijving

De effectbeschrijving betreft het beschrijven van de mogelijke effecten van windturbines op vogels en vleermuizen, op basis van een bepaalde methodiek. Het beschrijven van de verwachte effecten kan **kwalitatief en/of kwantitatief** gebeuren. Hiervoor zijn in **deel 4.7 (studiegebied, te behandelen soorten en globale methodiek)** aanbevelingen opgenomen. Onderstaande informatie geeft vooral een aanzet voor een kwantitatieve benadering.

De impact van een gepland windpark op vogel- of vleermuizenpopulaties kan niet los gezien worden van de reeds aanwezige impact van bestaande en/of tegelijk geplande windparken of andere relevante infrastructuur (b.v. hoogspanningslijnen). De combinatie van verschillende projecten of plannen kan de mate van het effect beïnvloeden (Europese Commissie, 2010; Scottish Natural Heritage, 2012). Daarom worden bij voorkeur ook steeds de cumulatieve effecten onderzocht. Het is bij individuele projectaanvragen echter onrealistisch om alle mogelijke cumulatieve effecten te bespreken, omdat de nodige informatie hiervoor meestal niet beschikbaar is (Scottish Natural Heritage, 2006). Doorgaans zal het wel mogelijk zijn om minstens de cumulatieve negatieve effecten door recente, gelijkaardige projecten en plannen voor windturbines mee in rekening te brengen. In de effectbeoordeling kan voor het bepalen van mogelijk betekenisvolle effecten op populaties bij de effectgroep 'mortaliteit' een vergelijking gemaakt worden met een gemiddelde 'bestaande sterfte' in de populatie (deel 4.9). Hiervoor moet dus ook enkel rekening gehouden worden met cumulatieve effecten die niet onder deze 'bestaande sterfte' (zoals beschreven in deel 4.9) vallen.

### 4.8.1 Verstoring bij vogels

#### 4.8.1.1 Theoretisch kader

##### Verstoring van broedende, pleisterende en rustende vogels

In de wetenschappelijke literatuur zijn relatief weinig veldstudies van verstoring door windturbines beschikbaar die volgens een methode zijn uitgevoerd en waaruit statistisch zeer betrouwbare conclusies kunnen worden getrokken (Stewart *et al.*, 2007; Winkelman *et al.*, 2008; Schuster *et al.*, 2015). Bij voorkeur worden studies naar verstoring opgezet met een BACI ('Before-After-Control-Impact') methode en gedurende meerdere jaren, maar vaak is dit niet gebeurd of zijn er problemen opgetreden tijdens het onderzoek. De resultaten van veel studies moeten dus met de nodige voorzichtigheid worden geïnterpreteerd (Winkelman *et al.*, 2008). In een review publicatie met meta-analyse waarbij verschillende methodologisch en statistisch correct uitgevoerde studies met betrekking tot verstoring werden geanalyseerd (Stewart *et al.*, 2007), werd aangetoond dat alleszins overwinterende en tijdelijk pleisterende watervogels een waarneembare verstoring kunnen ondervinden door windturbines. Bij veel soorten broedvogels is de verstoring meestal minder duidelijk, maar enkele review publicaties (zonder meta-analyse) en individuele, recente studies stellen dat bepaalde broedvogels van open gebieden (watervogels, steltlopers, enkele zangvogels) ook waarneembare verstoring ondervinden (zie verder). Roofvogels blijken geen significant effect te ondervinden door verstoring in broedgebieden (Hötter *et al.*, 2013).

Uit de review van Stewart *et al.* (2007) volgde ook dat hoe langer een windpark operationeel is, des te groter de versturende werking is voor minstens enkele niet-broedende watervogelsoorten. Dit zou alvast voor een aantal soorten tegen 'gewenning' van windturbines pleiten. De graad van gewoontewording is in de meeste studies niet aanwezig of onduidelijk. Volgens Hötter *et al.* (2006) en Winkelman *et al.* (2008) is gewoontewording waarschijnlijk geen algemeen fenomeen, maar het is wel mogelijk. In de review publicatie van Hötter (2006) wordt geconcludeerd dat bij een meerderheid van onderzochte soorten buiten het broedseizoen, de verstoring toeneemt met de windturbinegrootte. Die relatie is echter enkel significant aangetoond voor Kievit en goudplevier.

Lokale factoren kunnen tot gevolg hebben dat een verstrend effect van windturbines op de ene plaats niet gelijk is aan het effect op een andere plaats (Everaert *et al.*, 2011). Het feit dat bijvoorbeeld verstoringsafstanden bij niet-broedvogels sterk kunnen variëren, ligt mogelijk in de aan- of afwezigheid van goede voedselgebieden in de buurt van de windturbines. Liggen deze voedselgebieden dichtbij of in het windpark, dan zullen niet-broedvogels toch daar foerageren,

ondanks de directe nabijheid van de windturbines. Bij voldoende voedselgebieden zowel ter hoogte van het windpark als in de wijde omgeving ervan, hebben vogels een voorkeur voor de gedeeltes zonder windturbines. Deze relatie werd o.m. vastgesteld bij ganzen en zwanen (Winkelman *et al.*, 2008; Fijn *et al.*, 2012). Dit kan betekenen dat de aanwezigheid van bijvoorbeeld watervogels in geïsoleerde pleistergebieden met weinig of geen gelijkaardige gebieden in de buurt, zoals vaak het geval is in en rond industriegebieden, mogelijk minder opvallend zal beïnvloed worden door windturbines. Dit indiceert vooral dat de verstoring het leefgebied enkel minder geschikt maakt maar niet ongeschikt. Of deze stelling ook kan gelden voor vogels die het gebied enkel gebruiken als rust- of broedgebied, is minder duidelijk. De aanwezigheid van een wulpenslaapplaats nabij de Zandvlietsluis in de haven van Antwerpen op 200 m van 4 turbines (zie [www.waarnemingen.be](http://www.waarnemingen.be)), is een indicatie dat zelfs groepen van vogels de windturbines soms dichter dan verwacht naderen in meer geïsoleerde gebieden die niet alleen als foerageergebied dienen. Bemerkt wel dat er een hoger aanvaringsrisico kan ontstaan indien er dichterbij de gebieden met veel rondvliegende vogels windturbines worden geplaatst.

De variatie in effectgrootte bij verschillende studies, suggereert dat naast lokale eigenschappen van de omgeving ook andere factoren een invloed kunnen hebben op populaties (Pearce-Higgins *et al.*, 2012). Een voorbeeld daarvan is verstoring door menselijke aanwezigheid.

Het is niet mogelijk om voor geplande turbines de verstoringsafstanden voor alle mogelijke lokale factoren en combinaties daarvan op voorhand generiek vast te leggen. Mogelijke cumulatieve effecten kunnen de situatie nog complexer maken.

In diverse studies is vastgesteld dat er een waarneembaar, statistisch significant negatief effect was door windturbines. Verschillende studies bepaalden daarbij de afstanden waarbinnen een waarneembare, statistisch significante vermindering van het aantal vogels optrad of waarbinnen geen vogels aanwezig waren. In beide gevallen veroorzaakt dit een effect op de waarde van het leefgebied (zie verder in effectbeoordeling, deel 4.9). Bij een meerderheid van de studies werd echter geen BACI methode toegepast, waardoor de resultaten met de nodige voorzichtigheid moeten geïnterpreteerd worden. We spreken daarom hieronder ook van 'mogelijke' effecten.

In tabel 2 en 3 worden de vastgestelde verstoringsafstanden vermeld voor die soortgroepen of soorten waarvan minstens in een meerderheid van studies verstoringseffecten door windturbines werden gerapporteerd (zie o.a. Hötcker *et al.*, 2006; Hötcker, 2006; Winkelman *et al.*, 2008; Gove *et al.*, 2013; Hötcker *et al.*, 2013).

Tabel 2 Afstand tot windturbines in broedgebieden waarbinnen waarneembare verstoringseffecten kunnen optreden. Op basis van Hötcker *et al.* (2006) en update van Hötcker (2006), met voor de maximumwaarden aanvullingen uit Winkelman *et al.* (2008), Pearce-Higgins *et al.* (2009 & 2012) en Rydell *et al.* (2012). SD = Standaarddeviatie.

Soortgroep	Vastgestelde afstand (m) die vogels behouden tot windturbines en/of waarbinnen een significant waarneembare aantalsreductie werd vastgesteld		
	Gemiddeld	Gemiddeld+SD	Maximum
gevoelige kleine zangvogels van open gebied, op basis van gemiddelde uit de waarden voor paapje <sup>1</sup> , kneu <sup>1</sup> en geelgors	127	176	300
gevoelige steltlopers van open gebied, op basis van gemiddelde uit de waarden voor kievit <sup>1</sup> , grutto, wulp en tureluur	212	385	800

(1) Er werd een toename in afstand vastgesteld bij grotere windturbinehoogtes.

Tabel 3 Afstand tot windturbines in pleister- en rustgebieden waarbinnen waarneembare versturende effecten optreden. Op basis van Hötter *et al.* (2006) en update van Hötter (2006) met aanvullingen uit Whitfield & Madders (2006), Winkelman *et al.* (2008), Devereux *et al.* (2008), Pearce-Higgins *et al.* (2009), Grajetzky *et al.* (2011), Fijn *et al.* (2012) en Rydell *et al.* (2012). (?) = Niet bekend / niet aangegeven. SD = Standaarddeviatie.

Soort of soortgroep	Vastgestelde afstand (m) die vogels behouden tot windturbines en/of waarbinnen een significant waarneembare aantalsreductie werd vastgesteld		
	Gemiddeld	Gemiddeld+SD	Maximum
eenden – duikeenden <sup>4</sup>	219	341	?
eenden – wilde eend	161	300	?
eenden – smient	311	474	?
eenden – overige (algemeen)	250 <sup>1</sup>	?	400
ganzen <sup>4</sup>	347 <sup>2</sup>	577 <sup>2</sup>	600
wilde zwaan & kleine zwaan <sup>4</sup>	150	289 <sup>3</sup>	560 <sup>3</sup>
steltopers – kievit <sup>5</sup>	273	663	850
steltopers – wulp	222	400	750
steltopers – goudplevier <sup>5</sup>	202	392	800
steltopers – overige (algemeen)	100 <sup>1</sup>	?	400
roofvogels – buizerd <sup>4</sup>	76	169	500
roofvogels – kiekendieven (alg)	100	?	500

(1) Op basis van effectenstudies door Bureau Waardenburg (zie Grontmij, 2009).

(2) Voor kolgans een zeer sterke verstoring (- 95%) tot 400 m en een sterke verstoring (- 50%) in een zone tussen 400 en 600 m. Voor grauwe gans en kleine rietgans is er nog sterke verstoring tot respectievelijk 300 en 400 m.

(3) In een uitgebreide studie bij kleine zwaan was de gemiddelde afstand tot turbines 560 m, met een variatie (min. tot op 125 m) afhankelijk van het voedselaanbod in de omgeving (Fijn *et al.*, 2012).

(4) Er werd een toename in afstand vastgesteld bij grotere windturbinehoogtes.

(5) Er werd een significante toename in afstand vastgesteld bij grotere windturbinehoogtes.

Gezien het gebrek aan voldoende methodologisch en statistisch correct uitgevoerde studies, is een echte meta-analyse met enkel dergelijke studies momenteel nog niet mogelijk voor het bepalen van verstoringafstanden. In de vermelde review studies werden daarom alle beschikbare wetenschappelijke studies meegenomen. Het nadeel hiervan is dat alle studies een gelijke waarde krijgen in de analyse. De vermelde afstanden in veel individuele studies zullen niet altijd volledig het gevolg zijn van verstoring door windturbines, omdat andere factoren ook kunnen meespelen. Het voordeel is dan weer dat de analyse met een groot aantal studies kan gebeuren en de resultaten ervan minder afhankelijk zijn van eventueel uitzonderlijke omstandigheden in individuele studies (Hötter *et al.*, 2006; Hötter, 2006). Het feit dat in tabel 2 en 3 enkel die soorten of soortgroepen worden meegenomen waarvan in een meerderheid van studies versturende effecten door windturbines zijn aangetoond, is om de betrouwbaarheid zo hoog mogelijk te houden.

De lijst in tabel 2 en 3 is niet limitatief, maar bevat de belangrijkste soortgroepen met betrekking tot mogelijke effecten van windturbines op vogels. Meer details zijn in de review studies te vinden.

### Verstoring van trekroutes (barrière-effect)

Het barrière-effect werd vooral onderzocht bij seizoensale trek. Hötter *et al.* (2006) geven een overzicht met analyse van studies over zowel lokale als seizoensale trek tijdens de dag. Omwille van de beperkte gegevens is geen overzicht gegeven van studies waarbij enkel de nachtelijke situatie werd onderzocht. Uit de analyse blijkt dat het barrière-effect een vrij algemeen fenomeen is, maar niet in dezelfde mate voor alle soorten. Van de onderzochte soortgroepen blijken vooral ganzen, roofvogels (vooral kiekendieven en wouwen), kraanvogels en kleine vogels (zangvogels) gevoelig te zijn. Het barrière-effect bij zangvogels kwam heel duidelijk uit de analyse. Het gaat hierbij vooral om studies bij seizoensale trekvogels. Ook voor ganzen en roofvogels was het resultaat significant. Bepaalde relatief grote vogelsoorten zoals aalscholver, blauwe reiger, eenden, sommige roofvogels zoals buizerd, sperwer en torenvalk, sterns, meeuwen en kraaiachtigen, lijken minder gevoelig of minder bereid om hun originele trekroute (richting/hoogte) te veranderen.

Een voorbeeld waarbij een duidelijk verstoring effect werd vastgesteld bij de seizoensale stuwtrek van dagtrekkende vogels (barrière-effect = 'macro-uitwijking'), betreft een windpark langs het plateau 'Garrigue Haute' in Frankrijk. Daar werd vastgesteld dat 90% van de overtrekkende vogels een reactie vertoonde op 2 rijen windturbines. De reacties bestonden uit het abrupt veranderen van vliegrichting door in een grote bocht rond het windpark te vliegen, het terugvliegen, het lager of hoger gaan vliegen, groepssplitsing enz. Overvliegende duiven vertoonden deze reacties in 99% van de gevallen, zangvogels in 93% en roofvogels in 85% (Albouy *et al.*, 2001). De effecten op de nachtelijke trek werden niet onderzocht. Er werd hieruit geconcludeerd om grote windparken best niet loodrecht op de stuwtrekroute van vogels te plaatsen. Bij relatief korte, lijnvormige opstellingen, evenwijdig met de trekrichting, kunnen de negatieve effecten beperkt blijven. Ook in Rheinland-Pfalz in Duitsland werd vastgesteld dat ongeveer 99% van de voorbijvliegende trekvogels overdag een reactie vertoonden op een groot windpark. De meeste vogels vertoonden een reactie door een grote bocht te maken rondom de turbines of terug te vliegen. De meeste hielden daarbij een minimale afstand van ongeveer 1000 m tot de turbines. De reactieafstanden waren het grootst bij grote vogelsoorten en groepjes vogels. Overvliegende leeuweriken, vinken, duiven, Kieviten en kleine roofvogels vertoonden een reactie op ongeveer 1000 tot 1500 m van de turbines, grote roofvogels op ongeveer 2000 m en kraanvogels op ongeveer 3000 m (Richarz 2002).

Op zee werden gelijkaardige resultaten gevonden. Bij een offshore windpark in de Baltische Zee in Denemarken werd een duidelijk barrière-effect vastgesteld voor overtrekkende, relatief grote watervogels. Amper 1% van de waargenomen eenden en ganzen vloog op een afstand dichterbij dan 50 m tot de turbines doorheen het windpark (Desholm & Kahlert 2005). In het offshore windpark Horns Rev in Denemarken werd vastgesteld dat vooral sterns en meeuwen actief waren in het windturbinegebied. Bepaalde soortgroepen kunnen op zee worden aangetrokken door een windpark. Zo zoeken meeuwen er voedsel en gebruiken zangvogels de windparken als lichtbaken tijdens slechte weersomstandigheden (Drewitt & Langston 2006). Door het gebrek aan langetermijnstudies en technische middelen bestaat geen zekerheid over de werkelijke effecten. Er moet daarom rekening gehouden worden met een potentieel cumulatief effect in een situatie met meerdere offshore windparken (Exo *et al.*, 2003; Garthe & Hüppop, 2004). Ondanks een gedeeltelijk barrière-effect, kunnen hoge aantallen vliegbewegingen uiteraard steeds zorgen voor een probleem door aanvaring, maar de impact kan ook sterk afhankelijk zijn van diverse omgevingsfactoren.

Na het operationeel worden van een offshore windpark, werd via radaronderzoek een significante vermindering van ongeveer 80% van de vluchten van eenden en ganzen (overdag + 's nachts) vastgesteld. Het aandeel nachtelijke vluchten door het windpark lag daarbij significant hoger dan het aandeel vluchten overdag (Desholm & Kahlert 2005). De onderzoekers bemerken wel dat hun offshore studie beperkt was in tijd en volledigheid en dat de resultaten zonder verder onderzoek niet betrouwbaar zijn voor verdere toepassing. De radarwaarnemingen werden bovendien enkel verricht tijdens rustig weer (weinig wind) en goede zichtbaarheid (geen regen). Bovendien is het met radarbeelden niet duidelijk hoeveel vogels er tegen de turbines in een groot windpark vliegen. Het is daardoor onduidelijk in welke mate 'macro-uitwijking' optreedt.

Bij een offshore radarstudie in (jaar) werd vastgesteld dat in tegenstelling tot de dagsituatie, overtrekkende vogels tijdens de nacht weinig of geen uitwijkgedrag vertoonden. Bijkomende visuele observaties overdag toonden daarnaast dat plaatselijke vogels veel minder uitweken voor het windpark dan seizoensale trekvogels (Blew *et al.*, 2008).

In Prinsen *et al.* (2004) werd voor lokale vliegbewegingen (slaaptrek/voedseltrek) op basis van literatuurgegevens uitgegaan van een uitwijkpercentage van 80% bij eenden, 90% bij ganzen, en 60% bij steltlopers en meeuwen.

Uit een review van diverse publicaties blijkt dat er voor slaaptrek van lokale meeuwen buiten de broedperiode ook situaties bestaan met minder dan 50% macro-uitwijking. In enkele situaties werd 10-25% macro-uitwijking vastgesteld (Everaert, 2008e; Winkelman *et al.*, 2008). Tijdens de broedperiode was de macro-uitwijking ongeveer 0% nabij broedkolonies van sterns en meeuwen. Quasi alle vogels doorkruisten daarbij een lijn windturbines (Van den Bergh *et al.*,



2002; Everaert & Stienen, 2007). Het ontbreken van macro-uitwijking bij de meeuwen en sterns heeft tot gevolg dat er meer aanvaringslachtoffers kunnen vallen.

Bij een windpark in het binnenland werd een uitwijkpercentage van ongeveer 80-90% vastgesteld voor lokale vluchten van zwanen (Fijn *et al.*, 2007). In 1997/1998 werd aan een lijnopstelling van windturbines loodrecht op de nachtelijke lokale bewegingen van duikeenden tussen voedsel- en rustgebied, een uitwijkpercentage van ongeveer 80% vastgesteld en dit zowel in donkere als heldere nachten (Spaans *et al.*, 1998; Dirksen *et al.*, 2007). Tijdens heldere nachten werd in 1995/1996 wel vastgesteld dat er ongeveer 50% minder uitwijkgedrag was dan tijdens donkere nachten (van der Winden *et al.*, 1996; Dirksen *et al.*, 2007). Het significant verschil tussen de verschillende nachten kan verklaard worden door de stelling dat eenden de locatie van het windpark kennen en daardoor bij slechte zichtbaarheid het park meer proberen te mijden. De reden waarom dit fenomeen tijdens de periode 1997/1998 niet werd vastgesteld, kan liggen bij het feit dat in 1995/1996 de meeste vluchten loodrecht waren gesitueerd op de lijnopstelling, terwijl de meeste vluchten in 1997/1998 parallel waren op de lijnopstelling, wellicht omwille van een verandering van voedselgebieden (Dirksen *et al.*, 2007). Een lager uitwijkpercentage kan dus voor eenden zeker voorkomen. Ook voor de smient werd een barrière-effect vastgesteld, maar uit onderzoek bleek dat onder bepaalde omstandigheden, o.a. afhankelijk van de lengte van het windpark, een groot aandeel vogels ook zal proberen tussen de turbines door te vliegen (Poot *et al.*, 2001).

Door het beperkt aantal studies is er nog veel onzekerheid over het uitwijkgedrag van vogels. Daarom wordt voorlopig aangeraden om bij de inschatting van het aantal aanvaringslachtoffers als 'worst-case' scenario voor lokale vliegbewegingen buiten het broedseizoen bij veel soortgroepen rekening te houden met een relatief beperkt uitwijkpercentage van 50% (Bureau Waardenburg 2005). In bepaalde situaties is mogelijk een lager uitwijkpercentage mogelijk of is er helemaal geen uitwijkgedrag. Dit kan het geval zijn bij lange lijnopstellingen waar lokale trek in geconcentreerde banen tussen nabijgelegen pleister- en rustgebieden plaatsvindt (Prinsen *et al.*, 2004).

Voor de inschatting van verstoring op lokale trekroutes van bijvoorbeeld eenden en ganzen, zal vanuit een 'worst-case' scenario juist moeten uitgegaan worden van een barrière-effect waarbij tot ongeveer 80% of zelfs 90% van de lokale vogels rond het windpark vliegt. Lijnopstellingen, en wellicht ook clusters, kunnen niet alleen bij donkere nachten een barrière vormen tussen rust- en voedselgebieden, maar ook tijdens heldere nachten (Spaans *et al.*, 1998). De lengte van de lijn en eventuele onderbrekingen (openingen) zullen bepalend zijn voor de betekenis van de barrière voor de vogels. Bij korte lijnopstellingen zal het barrière-effect doorgaans beperkt blijven, omdat de vogels niet veel hoeven om te vliegen. Bij lange lijnopstellingen kan dit anders liggen als de vogels over grotere afstand moeten omvliegen (Spaans *et al.*, 1998). Zeker bij lokale, vaste trekroutes tussen bijvoorbeeld twee belangrijke pleister- of rustgebieden, kan daardoor een zware verstoring optreden in de corridor tussen die gebieden. Om barrièrewerking te minimaliseren, moeten windparken daarom zo ontworpen worden dat lange lijnopstellingen voorkomen worden of in bepaalde zones met voldoende grote openingen onderbroken worden (Spaans *et al.*, 1998; Dirksen *et al.*, 2007). Voor lokale trek van eenden werd bijvoorbeeld aanbevolen om een vrije corridor van minstens 1000 m open te houden tussen windturbines (Dirksen *et al.*, 2007; Winkelman *et al.*, 2008). Bij complexe trekroutes, waarbij de vogels in verschillende richtingen vliegen, kan een bredere open corridor aangeraden zijn. De bovenstaande bevindingen leiden tot de vraag welke onderbrekingen in lange lijnopstellingen van windturbines noodzakelijk zijn om te voorkomen dat hiermee barrières voor vogels worden gecreëerd. Omwille van diverse factoren zal het bij geplande windparken vaak heel moeilijk zijn om het uitwijkgedrag correct te voorspellen.

#### 4.8.1.2 Toepassing in Vlaanderen

Gezien de vastgestelde variatie en de onvolledige verklaring daarvoor, is het aangewezen om bij effectenanalyses een **gemiddelde en een worst-case** berekening te maken, zowel bij kwantitatieve als meer kwalitatieve analyses. Deze onzekerheid vertaalt zich in het beoordelings- en significantiekader (zie verder in deel 4.9). In tabel 4 en 5 wordt per soortgroep en per scenario een afstand vermeld die vogels behouden tot windturbines en/of waarbinnen een significant waarneembare aantalsreductie mogelijk is. Deze afstanden zijn gebaseerd op literatuurgegevens (zie tabel 2 en 3), waarbij de afstanden naar boven of onder afgerond werden tot op 10 m nauwkeurig. Als 'worst-case' wordt standaard geopteerd voor het gemiddelde + standaarddeviatie (SD), aangezien de maximumwaarden van veel individuele studies voorlopig een te grote onzekerheid bevatten m.b.t. andere factoren die een invloed kunnen hebben. Omwille van een gebrek aan kennis over het gemiddelde + SD, is de worst-case bij 'eenden-algemeen' en 'steltlopers-algemeen' gebaseerd op de aanbeveling van Winkelman *et al.* (2008). Bij 'wilde en kleine zwaan' is de worst-case gebaseerd op basis van het gemiddelde uit Fijn *et al.* (2012).

Tabel 4 Afstand die vogels behouden tot windturbines in broedgebieden en/of waarbinnen versturende effecten kunnen optreden.

Soortgroep	Afstand (m) die vogels behouden tot windturbines en/of waarbinnen een significant waarneembare aantalsreductie mogelijk is	
	Gemiddeld	Worst-case
gevoelige kleine zangvogels <sup>1</sup> van open gebied, op basis van gemiddelde uit de waarden voor paapje, kneu, geelgors	130	180
gevoelige steltlopers <sup>1</sup> van open gebied, op basis van gemiddelde uit de waarden voor Kievit, grutto, wulp, tureluur	210	390

(1) Review studies zoals van Hötter *et al.* (2006), Hötter (2006) en Winkelman *et al.* (2008) kunnen ook gebruikt worden om daar waar mogelijk in detail meer soortspecifieke waarden te gebruiken.

Tabel 5 Afstand die vogels behouden tot windturbines in pleister- en rustgebieden en/of waarbinnen versturende effecten kunnen optreden.

Soort of soortgroep	Afstand (m) die vogels behouden tot windturbines en/of waarbinnen een significant waarneembare aantalsreductie mogelijk is	
	Gemiddeld	Worst-case
eenden – duikeenden <sup>1</sup>	220	340
eenden – wilde eend	160	300
eenden – smient	310	470
eenden – overige <sup>1</sup>	250	400
ganzen <sup>1</sup>	350	580
wilde zwaan & kleine zwaan	150	560
steltlopers – Kievit	270	660
steltlopers – wulp	220	400
steltlopers – goudplevier	200	390
steltlopers – overige <sup>1</sup>	100	400
roefvogels – buizerd	80	170
roefvogels – kiekendieven	100	170

(1) Review studies zoals van Hötter *et al.* (2006), Hötter (2006) en Winkelman *et al.* (2008) kunnen ook gebruikt worden om daar waar mogelijk in detail meer soortspecifieke waarden te gebruiken.

De genoemde waarden geven een indicatie van de afstanden waarbij een vermindering kan optreden van het aantal vogels.

Potentiële veranderingen tussen meerdere jaren en mogelijk onderliggende trends moeten ook zoveel mogelijk in rekening gebracht worden in de effectenberekening (Scottish Natural Heritage, 2014). Een deskundige kan dit best op projectniveau bepalen, want die gevallen zijn sterk locatie- en soortafhankelijk.

Als kan aangetoond worden dat de generieke verstoringsafstanden op een projectsite niet van toepassing zijn, kunnen gebiedsspecifieke waarden worden gebruikt. Dergelijke lokale analyse om gebiedsspecifieke waarden te bepalen, kan diverse zaken omvatten zoals een gedetailleerde ruimtelijke analyse, voedsel- en trekpatronen en overige versturende elementen in de omgeving. De werkwijze voor zo'n lokale analyse kan bestaan uit het beantwoorden van een aantal vragen zoals:

- Worden bepaalde zones in het plangebied sowieso niet gebruikt door vogels omwille van ongeschikt habitat?
- Zijn er nieuwe studies beschikbaar (met gelijkaardige lokale factoren) die overtuigende indicaties geven dat een kleinere veiligheidsbuffer mogelijk is?
- Is er reeds bestaande verstoring aanwezig die bepaalde zones in het plangebied sowieso niet of minder aantrekkelijk maakt voor vogels?
- Kan er met overtuigende aanwijzingen aangenomen worden dat vogels de windturbines dichter zullen naderen omdat er bijvoorbeeld geen alternatieve leefgebieden aanwezig zijn in de directe omgeving?

Betekenisvolle effecten door barrièrewerking op trekroutes zullen zich doorgaans niet voordoen in Vlaanderen. De extra energiebesteding door het lokaal omzeilen van een windpark zal verwaarloosbaar zijn omdat de meeste Vlaamse windparken relatief klein zijn. Informatie over barrièrewerking kan bij de analyse voor mortaliteit worden meegenomen, maar zal slechts uitzonderlijk (bij grote windparken) een nader te onderzoeken effect op zich zijn.

## **4.8.2 Mortaliteit bij vogels**

### **4.8.2.1 Theoretisch kader**

#### **Aantal aanvaringsslachtoffers**

Het gemiddeld aantal aanvaringsslachtoffers in onderzochte Europese windparken op het land varieert sterk van enkele tot maximaal 60 vogels per windturbine per jaar. In Vlaanderen werd voor acht windparken samen een gemiddelde berekend van 21 aanvaringsslachtoffers per windturbine per jaar (variatie van gemiddeld 1 tot 42 per windpark). De resultaten in Nederland zijn gelijkaardig als deze in Vlaanderen (Everaert, 2008e; Everaert, 2014a).

Extrapolatie van de gegevens uit een studie van een windpark met kleine, 300 kW windturbines in Oosterbierum en Urk in Nederland, toonde dat bij 1000 MW geïnstalleerd vermogen, op jaarbasis gemiddeld 21.000 en maximaal 134.000 zekere en zeer waarschijnlijke aanvaringsslachtoffers zouden vallen (Winkelman 1992a). Inclusief mogelijke slachtoffers geeft dit een gemiddelde van 46.000 en maximaal 257.000. Extrapolatie van gegevens met grote 1650 kW windturbines in Almere, Waterkaaptocht en Groettocht in Nederland (open landschap nabij of aan de kust gelegen), geeft voor 500 grote turbines van 2000 kW op jaarbasis gemiddeld 17.000 zekere, zeer waarschijnlijke en mogelijke slachtoffers (Krijgsveld *et al.*, 2009). Dit betekent 34 per 2000 kW per jaar. Een extrapolatie van gegevens met grote 1500 tot 2000 kW windturbines aan de Kleine Pathoekeweg, Centrale Schelle, Rodenhuize en Kluzendok in Vlaanderen (open tot halfopen landschap nabij water en/of de kust), geeft voor 1000 MW geïnstalleerd vermogen aan windturbines op jaarbasis gemiddeld 10.000 zekere en waarschijnlijke slachtoffers of 20 per 2000 kW per jaar (Everaert, 2008e; 2014a). Wellicht ligt het werkelijke aantal ergens tussen de resultaten van de genoemde extrapolaties in.

Uit deze extrapolaties blijkt dat het aantal aanvaringsslachtoffers op de onderzochte locaties bij kleine en grote turbines ongeveer gelijk is als men rekent met het 'aantal per turbine'. Bij de

berekening per geïnstalleerde vermogensseenheid is er een duidelijk verschil in het voordeel van grote turbines. Een lijnopstelling van grote windturbines geeft gemiddeld minder slachtoffers dan een lijnopstelling over dezelfde afstand met een groter aantal kleine turbines. In deze vergelijking is het aantal vliegbewegingen op de locaties echter niet in rekening gebracht. Bij een onderzoek naar aanvaringskansen bij meeuwen, bleek het verschil tussen kleine en grotere turbines alleszins niet significant (Everaert, 2008e; 2014a).

De impact tussen en binnen windturbinelocaties is ook sterk verschillend. Aan bepaalde individuele windturbines binnen hetzelfde windpark vallen soms tot meer dan 100 slachtoffers per jaar terwijl aan andere turbines nauwelijks slachtoffers worden vastgesteld (Everaert 2008e, 2014a; Gove *et al.*, 2013). Lokale factoren spelen een zeer belangrijke rol bij de impact van windturbineparken (Drewitt & Langston, 2006). De onderzoeksresultaten van afzonderlijke windparken kunnen daarom niet veralgemeend worden.

Zeer grote aantallen slachtoffers, zoals de massa-aanvaringen bij vuurtorens en hoge torens tijdens slechte weersomstandigheden, lijken bij windturbines niet of nauwelijks voor te komen (Langston *et al.*, 2003; Hötker, 2006). Er zijn enkele uitzonderingen, o.a.: een windpark in Duitsland (Benner *et al.*, 1993; tot ca. 300 slachtoffers per turbine per jaar) en windpark in Zweden (Gill *et al.*, 1996; Karlsson, 1983; 49 slachtoffers op één nacht bij een verlichte turbine in slechte weersomstandigheden).

### **Verschillen in aanvaringskansen**

Everaert (2008e; 2014a) berekende bij lijnopstellingen van grote windturbines (> 1 MW) in Vlaanderen een aanvaringskans variërend van 0,02% (kleine meeuwen) tot 0,09% (grote meeuwen) voor op windturbinehoogte (0-150 m) overvliegende, plaatselijke vogels tijdens de dag en in de schemering (slaaptrek). Op rotorhoogte varieerde de aanvaringskans van 0,03% (kleine meeuwen) tot 0,14% (grote meeuwen). Winkelman (1992a) vond in Nederland vrij gelijkaardige aanvaringskansen voor vogels die tijdens de dag en de nacht op windturbinehoogte door windparken met kleine turbines vlogen. Deze studie bekwam voor alle vogelsoorten samen (dag en nacht samen) een gemiddelde van 0,01-0,02% en een maximum van 0,02-0,04%. Voor eenden die 's nachts vliegen, vond Winkelman een aanvaringskans van gemiddeld 0,04% en maximaal 0,09% (Winkelman, 1992a, Everaert, 2014a).

Krijgsveld *et al.* (2009) berekende voor grote windturbines (> 1 MW) in Nederlandse windparken een aanvaringskans van gemiddeld 0,14% voor alle vogels die enkel tijdens de schemering en 's nachts op windturbinehoogte overvlogen. Voor de voornamelijk dagactieve, lokale vogels was deze nachtelijke aanvaringskans gemiddeld 0,16%. Winkelman (1992a) vond tijdens de nacht vrij gelijkaardige aanvaringskansen bij kleine turbines. Voor alle vogelsoorten bekwam deze studie een gemiddelde aanvaringskans van 0,10-0,17% en een maximale van 0,22-0,40%. De nachtelijke aanvaringskans voor seizoenale trekvogels werd in Krijgsveld *et al.* (2009) wel aanzienlijk lager (0,01%) ingeschat dan bij Winkelman (1992a). Deze resultaten geven de indicatie dat windparken met grote en kleine windturbines een gelijkaardige aanvaringskans kunnen veroorzaken, althans toch zeker voor lokale vogels. De resultaten van aanvaringskansen bij overdag en in de schemering overvliegende meeuwen in de Vlaamse windparken bevestigden dit.

Meer informatie over aanvaringskansen is te vinden in Drewitt & Langston (2006); Hötker *et al.* (2006); Hötker (2006); Winkelman *et al.* (2008); Everaert (2008e); Gove *et al.* (2013); Everaert (2014).

### **Factoren die een rol spelen in de aanvaringskansen**

Factoren zoals soort, vlieghoogte, vlieggedrag en eigenschappen van het windpark en van de omgeving, kunnen relevant zijn of soms belangrijker dan het aantal aanwezige of overvliegende vogels (Lucas *et al.*, 2008; Croft *et al.*, 2013).

De aanvaringskans bij vogels kan sterk variëren per locatie en soort(groep) en stijgt naarmate meer vogels op windturbinehoogte (vooral rotorhoogte) overvliegen. Diverse omgevingsfactoren kunnen de aanvaringskans beïnvloeden. De kans op aanvaringen is het hoogst tijdens de nacht, in de avond- en ochtendschemering en bij slechte weersomstandigheden. Ook overdag kunnen soms relatief veel vogels in aanvaring komen (Everaert & Stienen 2007). Deze laatste

vaststelling kan liggen aan het feit dat draaiende wieken op korte afstand niet scherp worden gezien (Hodos, 2003). Bij veel vogels zijn de ogen opzij geplaatst, waardoor de kijkhoek naar voren vrij klein is. Het netvlies van veel vogels heeft bovendien de grootste scherptediepte en kleuronderscheidend vermogen in zijwaartse richting. Dat maakt het risico op aanvaringen nog groter (Martin 2011).

De groepsgrootte en sociale interacties tijdens het vliegen, blijken ook factoren die de aanvaringskans sterk kunnen beïnvloeden (Croft *et al.*, 2013). Deze factoren zijn momenteel niet of nauwelijks meegenomen in de modellen voor het voorspellen van het aantal aanvaringslachtoffers.

Uit de studies bij verschillende Vlaamse en Nederlandse windparken waarbij werd gezocht naar alle aanvaringslachtoffers en waarbij werd gewerkt met correctiefactoren, blijkt dat de grootte van de windturbines geen doorslaggevende invloed lijkt te hebben (Everaert 2008e; 2014a). Grote, moderne turbines van  $\geq 1500$  kW kunnen evenveel of zelfs meer slachtoffers veroorzaken dan kleinere turbines. Er is een lichte toename van het aantal aanvaringslachtoffers bij een groter rotoroppervlak, maar de relatie is niet significant (geen correlatie:  $r=0,17$ ,  $P>0,05$ ). Dat het rotoroppervlak en het aantal aanvaringslachtoffers niet evenredig toeneemt, werd al geconstateerd door Tucker (1996) die hiervoor een correctiefactor afleidde. Hötker (2006) vond wel een significante relatie tussen het aantal vogelslachtoffers en de windturbinegrootte in 'gewone landschappen' zonder water/moerassen of bergellingen.

De vlieghoogte is een cruciaal aspect in de kans op aanvaring. Aarts & Bruinzeel (2009) beschrijven dat de dagelijkse vliegbewegingen van plaatselijke broedvogels en overwinterende of tijdelijk pleisterende vogels voornamelijk gesitueerd zijn op hoogtes tussen ongeveer 30 m en 100 m. De luchtlag erboven kent minder lokale vliegbewegingen. Winkelman *et al.* (2008) geven aan dat deze lokale trek zowel 's nachts als overdag in het algemeen onder de 150 m is gesitueerd. Onderzoeksresultaten ter hoogte van windparken in Vlaanderen leert ook dat de dagelijkse vliegbewegingen zoals slaaptrek van meeuwen en steltlopers, en voedseltrek van watervogels vooral gesitueerd zijn op 30-150 m hoogte, afhankelijk van de soort, lokale omstandigheden enz. In het bestaande windpark met 1800 kW windturbines in Brugge vloog 55-60% van de meeuwen op rotorhoogte (50-120 m) tijdens de slaaptrek (Everaert 2008e). Nabij een geplande windturbine locatie in Oost-Vlaanderen vlogen de meeste wilde eenden op 30-100 m en de meeste andere eendensoorten, zoals wintertaling, smient en slobend, ook hoger op 50-150 m (Everaert, 2008d). Voor smient werd op andere locaties eveneens vastgesteld dat ze tijdens de voedseltrek ook op rotorhoogte van windturbines (50-100 m) kunnen vliegen (Prinsen *et al.*, 2004). Elke locatie kan echter verschillen omwille van diverse factoren zoals de afstand tot het gebied waar de vogels naartoe vliegen. Schaut *et al.* (2010) stelden bijvoorbeeld vast dat meer dan 70% van de wilde eenden onder de 40 m vloog, voornamelijk omwille van een nabij gelegen maïskuil waar de vogels kwamen eten. Bijlage 7.6 geeft een globaal beeld van vlieghoogtes en eventuele aanvaringskansen bij plaatselijke vogels.

Alhoewel de seizoenstrek gemiddeld op grotere hoogte is gesitueerd (vaak meer dan 150 m) dan de lokale, dagelijkse vliegbewegingen, worden de grootste vogeldichtheden bij de nachtelijke seizoenstrek op bepaalde locaties ook regelmatig onder de 150 m waargenomen (Buurma & Van Gasteren 1989). Uit onderzoek in de tweede helft van de vorige eeuw bleek wel dat 90% van de grootschalige nachtelijke trek zich vooral afspeelt op hoogten tot 1000 à 2000 m. Vijftig procent van de zangvogels vloog daarbij onder de 400 à 700 m. Recente Amerikaanse onderzoeken geven aan dat 's nachts trekkende zangvogels vooral op hoogten tussen 10 en 1500 m vliegen, met 75% daarvan tussen de 91 en 610 m. Seizoenstrek tijdens daglicht vindt meestal op veel lagere vlieghoogten plaats, in of onder het bereik van windturbines.

Boven zee vliegen trekvogels in het algemeen lager dan boven land, maar in beide landschappen vliegen er grote aantallen vogels zowel onder als boven 150 m (van der Winden *et al.*, 1999). Op de Maasvlakte in Nederland, vergelijkbaar met de voorhaven in Zeebrugge, werd vastgesteld dat de meeste trekvogels (voornamelijk zangvogels en meeuwen) op een hoogte tussen 50 en 150 m overvlogen. Het aantal tussen 50 en 150 m was drie keer hoger dan zowel het aantal onder de 50 m als het aantal tussen 150 en 300 m (Buurma & Van Gasteren 1989). Uit de resultaten op de Maasvlakte kunnen we opmaken dat de hoogste concentraties

daar gemiddeld rond de 100 m zullen voorkomen. Door de grote hoogte vormen moderne windturbines op sommige locaties dus ook een verhoogd risico voor seizoenale trekvogels.

Het aantal aanvaringslachtoffers bij kleine, seizoenale trekvogels zal stijgen naarmate meer windparken met grote turbines worden gebouwd (Kaatz, 2002). Algemeen kunnen we wel stellen dat de negatieve effecten op overvliegende seizoenale trekvogels bij relatief kleine windparken op locaties zonder opvallende stuwtrek, relatief beperkt zullen blijven. Heel belangrijke stuwtrekzones moeten zoveel mogelijk gemeden worden (Hötker *et al.*, 2006; Winkelman *et al.*, 2008; Gove *et al.*, 2013). Windparken die toch in de buurt van dergelijke zones worden gebouwd, kunnen op basis van onderzoek eventueel in een opstelling worden geplaatst die evenwijdig is met de belangrijkste trekrichting of in een beperkte zone van de belangrijkste trekcorridor (Albouy *et al.*, 2001; Richarz, 2002). Meer informatie is te vinden in Drewitt & Langston (2006); Everaert (2008e); Hötker (2006), Hötker *et al.* (2006); Hötker (2006); Winkelman *et al.* (2008); Gove *et al.* (2013); Marques *et al.* (2014).

### **Soortspecifiek**

In Europa worden bepaalde soortgroepen zoals meeuwen, roofvogels en sommige zangvogelsoorten vaker als aanvaringslachtoffer gevonden dan op grond van de aanwezige aantallen verwacht zou mogen worden (Hötker, 2006; Hötker *et al.*, 2006; Drewitt & Langston, 2006; Lucas *et al.*, 2008; Winkelman *et al.*, 2008). Voor diverse zeldzame soorten is de situatie ook vaak moeilijk te bestuderen omwille van de relatief kleine aantallen aanwezige of doortrekkende vogels. De soms selectieve impact van windturbines op bepaalde soorten zorgt ervoor dat het effect van aanvaringen op bepaalde soorten niet mag onderschat worden. Windparken betekenen een extra milieudruk bovenop de al bestaande verstoringbronnen. Een voorbeeld is de vastgestelde, betekenisvolle impact op de broedpopulatie sterns aan het windpark in Zeebrugge in de periode 2004-2008 (Everaert 2008e). Naast soorten die er in grote aantallen overvliegen, zoals kokmeeuw, stormmeeuw, zilvermeeuw, kleine mantelmeeuw, wilde eend en spreeuw, werden in acht onderzochte Vlaamse windparken o.a. ook soorten zoals blauwe reiger, sperwer, slechtvalk, torenvalk, tureluur, grutto, houtsnip, gierzwaluw en roodborsttapuit gevonden als aanvaringslachtoffer (Everaert, 2008e; 2014a).

Voorbeelden van buitenlandse windparken waarin meer roofvogel slachtoffers werden vastgesteld dan aanvankelijk geschat zijn bijvoorbeeld de windparken van Delfzijl-Zuid en Eemshaven in Nederland (Brenninkmeijer *et al.*, 2007; Brenninkmeijer *et al.*, 2008; Brenninkmeijer & Koopmans, 2009; Van Dijk & Brenninkmeijer, 2009; Vos, 2009; Klop & Brenninkmeijer, 2014), bepaalde regio's in Duitsland (Hötker *et al.*, 2006; Dürr, 2014), Tarifa en Navarra in Spanje (Lekuona, 2001), Smøla in Noorwegen (Follestad *et al.*, 2007; Bevanger *et al.*, 2009, 2010) alsook Altamont Pass in de VS (Smallwood & Thelander, 2004 & 2008; Smallwood, 2008). Voor bepaalde windparken zoals deze in Altamont en Smøla, werd bepaald dat de effecten waarschijnlijk betekenisvol zijn op de daar aanwezige populaties (Smallwood, 2008; Hötker, 2008). In een voorlopig onderzoek met populatiemodellering in Duitsland, kon geen significante relatie worden aangetoond tussen de aanwezigheid van windparken en de aanwezige roofvogelpopulaties maar wegens verschillende methodologische tekortkomingen is verder onderzoek aangewezen (Hötker *et al.*, 2013).

Betekenisvolle effecten op lokale vogelpopulaties mogen niet genegeerd worden want ze kunnen cumulatief eventueel resulteren in betekenisvolle effecten op een regionale populatie. Het bestuderen van een mogelijk betekenisvolle impact op een regionale, landelijke of biogeografische populatie is erg moeilijk wegens de complexiteit van een groter gebied en diverse andere invloeden. Dit vergt zeer uitgebreid langetermijnonderzoek.

### **Methodes voor het voorspellen van de mortaliteit bij vogels**

Voor een uitgebreide kwantitatieve berekening bestaan er globaal drie methodes.

## Methode 1

Een uitgebreide analyse kan gebeuren op basis van een berekening waarbij rekening wordt gehouden met:

- het empirisch vastgesteld of geschat aantal vliegbewegingen over de planlocatie in afwezigheid van windturbines;
- een correctiefactor met inschatting van het procentueel aantal vogels dat na inplanting van de windturbines het park volledig zal ontwijken (= 'macro-uitwijking');
- de op basis van werkelijke aantallen slachtoffers en vliegbewegingen in bestaande windparken berekende aanvaringskansen voor soorten of soortgroepen die het windpark zullen doorkruisen;
- een correctiefactor voor de tussenafstand van de windturbines en een eventuele correctiefactor voor het type turbines en de configuratie van het windpark.

Deze methode is uitgebreid besproken in Everaert *et al.* (2011). Een nadeel van deze methode is dat een aanvaringskans vaak sterk afhankelijk is van lokale factoren. Hierdoor kan men niet garanderen dat de gevonden waarde uit één studiegebied ook voor een ander gebied zal gelden, zelfs na correcties voor bepaalde eigenschappen van het windpark. De berekende aanvaringskansen in bestaande windparken tonen ook vaak grote verschillen, zelfs voor gelijkaardige soorten, en er zijn voor veel soortgroepen onvoldoende kwalitatieve studies naar aanvaringskansen. Een ander nadeel is de onzekerheid over macro-uitwijking, ook omwille van de invloed van lokale factoren. Bureau Waardenburg heeft voor dergelijke methode ook een empirisch 'Flux' model uitgewerkt (Kleyheeg-Hartman *et al.*, 2013 & 2015).

## Methode 2

Een uitgebreide analyse kan ook met een meer theoretisch model, waarbij men naast het empirisch vastgesteld of geschat aantal vliegbewegingen over de planlocatie, een theoretische aanvaringskans gebruikt voor vogels die doorheen het rotorvlak van de windturbines vliegen. Dergelijke 'Collision Risk Modellen' (CRM) combineren de berekening ook met een correctie voor het percentage vogels dat zal uitwijken. Het gaat daarbij zowel om macro-uitwijking rond het windpark als micro-uitwijking van het rotorvlak binnen het windpark (micro-uitwijking = vogels die het windpark wel invliegen maar het rotorvlak actief ontwijken). Het internationaal best gekende en meest gebruikte model, dat ook regelmatig updates krijgt, is het Band model. Voor een situatie op het land ('onshore') gebruikt men het basis Band model (Band *et al.*, 2007). Op de website van de Scottish Natural Heritage (SNH) is dit model uitgebreid beschreven en zijn ook de meest recente aanbevelingen beschikbaar. We noemen dit model hierna het SNH-Band model.

Masden & Cook (2016) maakten een review van alle beschikbare modellen. Sommige modellen zijn specifiek voor één bepaalde soort gemaakt. Alle modellen kunnen nog verbeteringen gebruiken, o.m. betreffende de 'micro-uitwijking'-parameter en de combinatie van micro- en macro-uitwijking (Chamberlain *et al.*, 2006; de Lucas *et al.*, 2008; Cook *et al.*, 2012; Masden & Cook, 2016). Ook het gebrek aan voldoende informatie over factoren die betrekking hebben op het gedrag (bv. in groep of individueel) is nog een probleem (Croft *et al.*, 2013).

Op basis van onderzoeksresultaten naar mortaliteit en aanvaringskansen in bestaande windparken, worden de waarden voor (micro- en macro-) uitwijking in het SNH-Band model regelmatig aangepast. Een voordeel is dat alle eigenschappen van het windpark, bijvoorbeeld de ruimte tussen de windturbines, in het model zelf worden meegerekend. Daardoor hoeft er niet gewerkt te worden met onzekere correcties op gevonden aanvaringskansen in verschillende types windparken. Ook de kenmerken van de vogels worden meegenomen in het model. Bij wijze van oefening brachten we de berekende aanvaringskansen voor meeuwen in bestaande windparken in Vlaanderen (Everaert, 2008; Everaert *et al.*, 2011) in dit SNH-Band model in. Daaruit bleek dat de resultaten van die empirisch berekende aanvaringskansen vergelijkbaar zijn met deze uit het SNH-Band model en de daarin gebruikte variabele uitwijkpercentages (Everaert, 2014a). Uit een test waarbij de schatting op basis van methode 1 (empirisch Flux model) en methode 2 (theoretisch SNH-Band model) werd vergeleken met het werkelijk aantal slachtoffers in een windpark, bleek dat beide methodes hun sterktes en zwaktes hebben (Kleyheeg-Hartman *et al.*, 2015). Mits goede keuzes in uitwijkpercentages komt methode 2 het dichtst bij de werkelijke situatie.

### Methode 3

De plaatselijke vliegbewegingen van soortgroepen zoals roofvogels en vleermuizen zijn vaak complex en moeilijk te kwantificeren en in kaart te brengen. In deze gevallen is een berekening via methode 1 of 2 onvoldoende betrouwbaar. Een mogelijke oplossing hiervoor is gemengde modellering. Deze bestaat enerzijds uit een ruimtelijke modellering die bepaalt in welke mate een bepaalde soort aanwezig kan zijn in een gebied. Anderzijds bestaat er modellering om de aanvaringskans te bepalen op basis van de aanwezigheid van soorten (bv. methode 2). Eichhorn *et al.* (2012) ontwikkelden zo'n gemengd model voor de rode wouw. Dergelijk model heeft uitgebreide informatie nodig over vlieggedrag. Voor veel soorten is deze informatie niet beschikbaar. Gemengde modellering zoals voorgesteld door Korner-Nievergelt *et al.* (2013) kan hiervoor een oplossing bieden, zowel voor vogels als vleermuizen. Het werd ook getest op empirische gegevens van aanvaringslachtoffers bij vleermuizen in bestaande windparken. De voorlopige resultaten zijn veelbelovend, maar voor een eenvoudige toepassing op diverse geplande locaties is nog verdere modelontwikkeling nodig (Korner-Nievergelt *et al.*, 2013). De beschikbare modellen zijn besproken in Masden & Cook (2016).

#### **4.8.2.2 Toepassing in Vlaanderen**

Op basis van de bespreking in deel 4.8.2.1 en de review van Masden & Cook (2016), kunnen we voor een kwantitatieve benadering bij vogels in eerste instantie een berekening op basis van het SNH-Band model (methode 2) aanbevelen. In sommige gevallen kan voor bepaalde soorten eventueel een ander beschikbaar model gebruikt worden zoals hierboven ook besproken bij methode 3. In tweede instantie kan als alternatief een berekening worden gebruikt in een model gebaseerd op basis van methode 1. Het niet gebruiken van methode 2, kan bij voorkeur eerst worden voorgelegd aan het INBO. Gezien het om voorspellingen gaat, is een niet-modelmatige benadering minder aangewezen. Het SNH-Band model (methode 2) is hieronder beknopt weergegeven in verschillende fasen. Meer details en regelmatige updates zijn beschikbaar via de website van SNH ([www.snh.gov.uk](http://www.snh.gov.uk)).

In ieder geval is het essentieel om gebruik te maken van een **gemiddelde en worst-case** inschatting van het aantal aanvaringslachtoffers, zowel bij kwantitatieve als meer kwalitatieve analyses. Dergelijke indeling is niet standaard opgenomen in het SNH-Band model en meeste andere modellen, maar kan gemakkelijk toegevoegd worden (zie onder). Dit verschil kan doorvertaald worden in de effectbeoordeling (zie deel 4.9). Voor zowel het aantal overvliegende vogels als voor de mogelijke uitwijkpercentages (zie verder) worden best de gemiddelde en de worst-case waarden in rekening gebracht. De algemene regel hierbij:

Gemiddeld = gemiddeld aantal overvliegende vogels en gemiddeld uitwijkpercentage.

Worst-case = gemiddelde + standaarddeviatie (SD) van het aantal overvliegende vogels en worst-case uitwijkpercentage (in dit geval = laagste uitwijkpercentage).

#### **SNH-Band model, fase 1: het aantal vogels dat doorheen het rotorvlak vliegt**

Het SNH-Band model berekent een aanvaringskans voor het aantal vogels dat doorheen het rotorvlak vliegt. Hiervoor bestaan twee standaardbenaderingen (zie Fase 1.1 en 1.2 hieronder) afhankelijk van de soorten en het vlieggedrag. De berekeningsmethode kan ook per locatie aangepast worden, afhankelijk van de beschikbare gegevens. Zo kan de berekening opgesplitst worden voor verschillende sectoren in het windpark of periodes van het jaar. Bij aanwijzingen dat de vogels niet gelijkmatig op alle hoogtes het risicovenster doorkruisen, bijvoorbeeld wanneer 60% van de vogels onder rotorhoogte vliegt, kan eventueel ook een bijkomende correctiefactor worden toegepast. Dit laatste impliceert wel dat de uitwijkpercentages die verder in het model worden gehanteerd, daarin kunnen passen.

##### Fase 1.1. Regelmatige vliegbewegingen door het windpark

De eerste standaardbenadering heeft betrekking op regelmatige vliegbewegingen die grotendeels in een bepaalde richting gaan, zoals de voedsel- en slaaptrek van plaatselijke vogels en seizoenstrek. Hiervoor moet eerst het totale risicovenster worden bepaald door de volgende formule:



$$W = B \times H$$

W = risicovenster (m<sup>2</sup>)

B = breedte (m) van het park, gemeten loodrecht op de hoofdvliegrichting van de vogels.

H = hoogte (m) van de hoogste windturbine in het park.

Het aantal vogels dat (zonder aanwezigheid van windturbines) jaarlijks doorheen het risicovenster vliegt, kan worden bepaald door de volgende formule:

$$N_{\text{tot}} = P_1 \times F \quad \text{waarbij } P_1 = P_0 \times V_1 / V_2$$

$N_{\text{tot}}$  = totaal aantal vogels dat jaarlijks doorheen het risicovenster vliegt

$P_1$  = aantal vogels dat op een bepaald moment (bv. dag/nacht) doorheen het risicovenster vliegt

$P_0$  = aantal vogels dat wordt beoordeeld (in volledige vliegcorridor)

F = vluchtfrequentie, om een totaal per jaar te berekenen

$V_1$  = vliegcorridor die overlapt met het risicovenster (m)

$V_2$  = totale vliegcorridor die wordt benut door de vogels (m)

Er kan best een gradatie worden gemaakt tussen een gemiddeld en maximum (worst-case) aantal vogels dat doorheen het risicovenster kan vliegen. Daarmee kan verder gewerkt worden in fase 2.

De oppervlakte die de rotors innemen in het risicovenster kan worden berekend via onderstaande formule (in de veronderstelling dat alle turbines even groot zijn):

$$A = T \times \pi \times R^2$$

A = totale oppervlakte van de rotorvlakken van de turbine(s) (m<sup>2</sup>)

T = aantal turbines (rotorvlakken)

$\pi = 3,14$

R = straal van de rotor

Het aantal vogels dat (jaarlijks) doorheen de rotorvlakken vliegt (= N), in de veronderstelling dat er een gelijk verdeelde vluchtcorridor is en geen uitwijkgedrag om rond het windpark te vliegen (macro-uitwijking) of rond de rotoren in geval ze het windpark wel doorvliegen (micro-uitwijking), kan worden berekend door de formule:

$$N = N_{\text{tot}} \times (A/W)$$

### Fase 1.2. Random vliegbewegingen door het windpark

De tweede standaardbenadering heeft betrekking op random vliegbewegingen. De vogels vliegen dan niet in een specifieke, vaste richting. Dit komt voor bij bijvoorbeeld plaatselijke broedende roofvogels die regelmatig jachtvluchten maken of bij vliegbewegingen boven een kolonie of slaappleats.

Hiervoor moet eerst het 'vliegrisico volume' (Vw) worden bepaald. Dit is de oppervlakte van het windpark vermenigvuldigd met de hoogte (tiphoogte) van de windturbines.

Daarna berekenen we het gecombineerde (totale) volume van alle rotorvlakken' (Vr):

$$Vr = T \times \pi \times R^2 \times (d + L)$$

T = aantal turbines (rotorvlakken)

$\pi = 3,14$

R = straal van de rotor

d = diepte van de rotor

L = lengte van de vogel

De 'aanwezigheid van vogels binnen het vliegrisico volume' (n) kan dan berekend worden door het aanwezig aantal vogels te vermenigvuldigen met de tijd die ze al vliegend doorbrengen in het vliegrisico volume, binnen de periode (doorgaans een jaar) waarvoor de berekening gemaakt wordt.

De aanwezigheid van vogels (b) binnen het totale volume van de rotorvlakken is dan:

$$b = n \times (Vr / Vw) \text{ vogel-seconden.}$$

De tijd (t) die een vogel nodig heeft om het rotorvlak volledig te doorkruisen is dan:

$$t = (d + L) / v$$

v = snelheid van de vogel die door het rotorvlak vliegt (in m/s)

Het aantal vogels dat jaarlijks doorheen de rotorvlakken vliegt (= N), in de veronderstelling dat er een gelijk verdeelde vluchtcorridor is en geen uitwijkgedrag om rond het windpark te vliegen (macro-uitwijking) of rond de rotoren in geval ze het windpark wel doorvliegen (micro-uitwijking), kan worden berekend door de formule:

$$N = b / t$$

Bemerk dat de factor '(d + L)' in de berekening zichzelf opheft. In de formules hierboven is het vooral aangegeven als hulp om een beter inzicht te krijgen in de berekening.

### SNH-Band model, fase 2: de kans dat een vogel die door het rotorvlak vliegt, wordt geraakt

De theoretische kans (= C%) dat een vogel die doorheen het rotorvlak vliegt in aanvaring komt met de draaiende wieken, hangt af van het aantal wieken per turbine, de maximum wiekbreedte, de hellingshoek van de wieken, de rotordiameter, de rotatiesnelheid van de wieken (aantal seconden per volledige omwenteling), de lengte en spanwijdte van de vogel, het verschil in de manier van vliegen (langdurige glijvlucht of regelmatige vleugelslagen) en de gemiddelde vliegsnelheid van de vogel. Hiervoor ontwikkelden Band *et al.* (2007) een model dat geïntegreerd is in het SNH-Band model. Er zijn regelmatig updates van dit onderdeel in het model. Een voorbeeld van dergelijke berekening is weergegeven in tabel 6.

Tabel 6 Voorbeeld van een kansberekening dat een vogel die doorheen het rotorvlak vliegt, wordt geraakt.

CALCULATION OF COLLISION RISK FOR BIRD PASSING THROUGH ROTOR AREA												
Only enter input parameters in blue											W Band	25/02/2015
K: [1D or 3D] (0 or 1)	1	Calculation of alpha and p(collision) as a function of radius										
NoBlades	3	Upw ind:						Dow nw ind:				
MaxChord	2,431 m	r/R	c/C	$\alpha$	collide length	p(collision)	contribution from radius r	collide length	p(collision)	contribution from radius r		
Pitch (degrees)	30	radius	chord	alpha								
BirdLength	0,82 m	0,025	0,575	9,45	24,90	1,00	0,00125	23,50	1,00	0,00125		
Wingspan	2,12 m	0,075	0,575	3,15	8,77	0,68	0,00511	7,37	0,57	0,00429		
F: Flapping (0) or gliding (+1)	1	0,125	0,702	1,89	6,20	0,48	0,00602	4,49	0,35	0,00436		
		0,175	0,860	1,35	5,31	0,41	0,00723	3,22	0,25	0,00438		
Bird speed	13 m/sec	0,225	0,994	1,05	4,83	0,37	0,00844	2,41	0,19	0,00421		
RotorDiam	52 m	0,275	0,947	0,86	4,02	0,31	0,00860	1,72	0,13	0,00368		
RotationPeriod	2,97 sec	0,325	0,899	0,73	3,45	0,27	0,00871	1,27	0,10	0,00319		
		0,375	0,851	0,63	3,01	0,23	0,00878	0,95	0,07	0,00275		
		0,425	0,804	0,56	2,67	0,21	0,00881	0,79	0,06	0,00260		
		0,475	0,756	0,50	2,38	0,19	0,00879	0,80	0,06	0,00295		
Bird aspect ratio: $\beta$	0,39	0,525	0,708	0,45	2,14	0,17	0,00873	0,80	0,06	0,00325		
		0,575	0,660	0,41	1,93	0,15	0,00862	0,79	0,06	0,00351		
		0,625	0,613	0,38	2,05	0,16	0,00997	1,08	0,08	0,00523		
		0,675	0,565	0,35	1,92	0,15	0,01009	1,09	0,08	0,00572		
		0,725	0,517	0,33	1,80	0,14	0,01016	1,09	0,08	0,00616		
		0,775	0,470	0,30	1,69	0,13	0,01019	1,09	0,08	0,00656		
		0,825	0,422	0,29	1,59	0,12	0,01018	1,08	0,08	0,00691		
		0,875	0,374	0,27	1,49	0,12	0,01011	1,06	0,08	0,00722		
		0,925	0,327	0,26	1,39	0,11	0,01001	1,04	0,08	0,00748		
		0,975	0,279	0,24	1,30	0,10	0,00986	1,02	0,08	0,00770		
		Overall p(collision) =				Upwind	17,0%	Downwind	9,3%			
						Average	13,2%					

### SNH-Band model, fase 3: de kans dat een vogel uitwijkt

De berekening in fase 2 geeft een aanvaringskans voor de vogels die doorheen het rotorvlak vliegen, zonder rekening te houden met het feit dat een deel van de vogels de windturbines of het volledig windpark zullen ontwijken. De SNH geeft hiervoor waarden die gebaseerd zijn op de resultaten van monitoring bij windturbines. Deze waarden worden regelmatig aangepast. De meest recente aanbevelingen zijn op de SNH website terug te vinden.

Voor het bepalen van het aantal aanvaringssslachtoffers bij geplande windparken, worden in het SNH-Band model waarden gebruikt van totaal uitwijkgedrag (totale uitwijking = TA). In dat geval is dit totaal uitwijkgedrag een combinatie van macro-uitwijking (vogels die het volledige windpark ontwijken) en micro-uitwijking (vogels die de turbines binnen het windpark ontwijken), waarbij:

$$(1 - \% \text{ totale uitwijking}) = (1 - \% \text{ macro-uitwijking}) \times (1 - \% \text{ micro-uitwijking})$$

De uitwijkpercentages op land zijn vrij gelijkaardig met de gevonden waarden voor offshore windparken (Everaert *et al.*, 2011; Krijgsveld *et al.*, 2011; Rydell *et al.*, 2012), hoewel we overdag kunnen verwachten dat macro-uitwijking op zee groter kan zijn omdat de windparken daar meer opvallen in het landschap. Bij offshore onderzoek werd ook vastgesteld dat plaatselijk overwinterende vogels doorgaans minder uitwijken tijdens hun dagelijkse vliegbewegingen dan vogels op seizoenstrek (Blew *et al.*, 2008).

De empirisch vastgestelde uitwijkpercentages in bestaande windparken tonen vaak grote variaties. De verschillen kunnen afhankelijk zijn van factoren zoals de soortgroep, de afstand waarop verstoring optreedt, de vliegrichting t.o.v. de oriëntatie van de windturbines, de afstand tussen de windturbines en de weersomstandigheden (Fijn *et al.*, 2012). De onderzoeksresultaten moeten daarom met de nodige voorzichtigheid worden geïnterpreteerd.

In Cook *et al.* (2012) is het fenomeen van macro- en/of micro-uitwijking uitgebreider besproken. Er is duidelijk nood aan meer onderzoek om de huidig aanbevolen uitwijkpercentages verder te optimaliseren in de toekomst. De SNH adviseert voor het gebruik in hun model een uitwijking van gemiddeld 99% voor ganzen en 98% voor de andere soortgroepen (Scottish Natural Heritage, 2010). Volgens een analyse van Whitfield & Urquhart (2015) is macro-uitwijking niet voldoende in rekening gebracht in de SNH aanbevelingen waardoor het werkelijke totale uitwijkpercentage voor verschillende soorten hoger zal zijn, vooral bij soorten die een hoog macro-uitwijkingspercentage hebben zoals ganzen en zwanen. Whitfield & Urquhart (2015) adviseren daarom om de SNH aanbevelingen niet te aanzien als gemiddeld maar eerder als worst-case.

In Maclean *et al.* (2009) en Krijgsveld *et al.* (2011) worden ook totale uitwijkpercentages vermeld van 99% (o.a. sterns en eenden) en 99,8% (ganzen). In een test waarbij het werkelijk aantal slachtoffers werd vergeleken met de modelberekening (Kleyheeg-Hartman *et al.*, 2015), bleek de gemiddelde totale uitwijking (om in het model toe te passen) voor ganzen 99,8% zijn (> 99,5%) en voor meeuwen 99,4% (> 99%). Deze resultaten zijn in lijn met de analyse en aanbevelingen in Whitfield & Urquhart (2015). Het uitwijkgedrag van zwanen zal gelijkaardig zijn met dat van ganzen (Whitfield & Urquhart, 2015).

Op basis van bovengenoemde studies kunnen we voor geplande windturbines in Vlaanderen de volgende aanbevelingen geven inzake totale uitwijkpercentages om toe te passen in het model:  
-ganzen en zwanen: 99,8% gemiddeld en 99,2% worst-case.  
-alle andere soortgroepen: 99,2% gemiddeld en 98,6% worst-case.

#### **SNH-Band model, fase 4: berekening van het mogelijk aantal aanvaringssslachtoffers**

Uit de gegevens van fase 1 tot 3 kan het mogelijk aantal aanvaringssslachtoffers worden berekend op basis van de formule:

$$S = N \times C \times NA$$

S= aantal aanvaringssslachtoffers

N = aantal vogels dat (jaarlijks) doorheen de rotoren vliegt (zie fase 1)

C = % kans dat een vogel die doorheen het rotorvlak vliegt in aanvaring komt (zie fase 2)

NA = % kans dat een vogel niet uitwijkt voor de windturbines = 100 - TA (zie fase 3)

## 4.8.3 Verstoring en mortaliteit bij vleermuizen

### 4.8.3.1 Theoretisch kader

Mede door het gebrek aan bruikbare verspreidingsgegevens op niveau Vlaanderen en Europa (EUROBATS, 2014; Maes *et al.*, 2014; Rodrigues *et al.*, 2014; Van den Balck, 2014) is het voorspellen van effecten van windturbines op vleermuizen moeilijk. Bij vogels zijn doorgaans meer en betere losse waarnemingen en inventarisaties beschikbaar en zijn de meest belangrijke concentratiegebieden en (mogelijke) trekzones beter gekend dan bij vleermuizen. Risicozones voor vleermuizen werden op niveau Vlaanderen daarom voorlopig op basis van habitats en landschapsstructuren uitgewerkt. Toch kunnen ook buiten deze habitats en structuren belangrijke aantallen vleermuizen aanwezig zijn. Verzamelplaatsen zoals kraamkolonies en overwinteringslocaties kunnen buiten deze structuren liggen. Er zijn ook vleermuizen (bv. rosse vleermuis) die regelmatig open gebieden doorkruisen (Limpens *et al.*, 2007).

#### Verstoring

Op basis van de huidige kennis lijkt de verstorende werking van windturbines op vleermuizen globaal gezien minder dan bij vogels. Verstoring is wellicht mogelijk. Tijdens een onderzoek in landbouwgebied werd bijvoorbeeld een significant lagere vleermuisactiviteit vastgesteld in gebieden met windturbines (Millon *et al.*, 2015). Het gebrek aan voldoende studies met eenduidige resultaten zorgt ervoor dat de verstorende effecten momenteel moeilijk zijn in te schatten voor geplande windparken. Mogelijke oorzaken zijn o.a. de ultrasone geluiden die windturbines produceren. De afstand waarop vleermuizen nog ultrasone geluiden detecteren (zie bijlage 7.7) is hier van belang. Voor de meest gevoelige soort is dit maximaal 150 m.

#### Mortaliteit

Inzake mortaliteit is de beschikbare kennis voor vleermuizen minder eenduidig dan bij vogels. Behalve het risico op directe aanvaring met de wieken, kan dodelijke orgaanbeschadiging optreden door luchtdrukverschillen rond de wieken (Ahlén 2003; Arnett *et al.* 2005; Hötcker *et al.* 2006; Hötcker 2006; Kunz *et al.*, 2007; Limpens *et al.*, 2007; Dürr 2014; Rydell *et al.*, 2010a/b; Rodrigues *et al.*, 2008 & 2014).

In 2014 werden de eerste zekere aanvaringslachtoffers van vleermuizen vastgesteld in een Vlaams windpark. Het betrof een toevallige vondst van vier gewone dwergvleermuizen op één week tijd in het najaar van 2014 in een windpark met 3 turbines in een landbouwgebied langs een autosnelweg (zie [www.waarnemingen.be](http://www.waarnemingen.be)). Het eerder INBO onderzoek in acht Vlaamse windparken (Everaert, 2008e; 2014a) was niet gericht op vleermuizen waardoor de mortaliteit onder vleermuizen in deze windparken nog onzeker is.

In 2005 werd een rapport gepubliceerd over een studie bij 2 windparken met in totaal 64 turbines in West-Virginia en Pennsylvania in de VS (Arnett *et al.*, 2005). Tijdens het najaar van 2004 (6 weken) werden bij systematische, dagelijkse controles 660 vleermuizen als aanvaringslachtoffer gevonden. Met de noodzakelijke correctiefactoren voor predatie en zoekefficiëntie werd het totaal aantal slachtoffers op 6 weken geschat op ongeveer 2580 vleermuizen of resp. 45 en 30 slachtoffers per turbine. Hoewel bovenstaand voorbeeld betrekking heeft op een risicozone in bosgebied langs berghellingen in de VS, toont het wel aan dat dergelijke effecten in bepaalde omstandigheden mogelijk zijn.

Ook in Europa worden soms aanzienlijke effecten vastgesteld, o.m. in landschappen die in Vlaanderen ook zijn terug te vinden. In Duitsland zijn bij diverse windparken in de periode 1998 tot 2014 2191 vleermuizen als aanvaringslachtoffer vastgesteld, zonder rekening te houden met correctiefactoren (Dürr, 2014; Rydell *et al.*, 2010). Momenteel schat men dat in Duitsland, bij het uitblijven van milderende maatregelen, jaarlijks minstens 250.000 vleermuizen het slachtoffer zullen worden van turbines (Voigt *et al.*, 2015). Bij 5 Spaanse windparken in Navarra

(368 turbines) werd het aantal gesneuvelde vleermuizen na berekening geschat op ongeveer 650 (Lekuona 2001). Bij een windpark met 9 turbines in het zuiden van Frankrijk, werd het jaarlijks aantal vleermuisslachtoffers berekend op 714 (103 effectief gevonden) of 79 per windturbine (AVES environnement, 2010).

Een meta-analyse van 34 studies in windparken toont een zeer grote variabiliteit met een gemiddelde van 0 tot 134 vleermuisslachtoffers per turbine per jaar (Hötcker, 2006). Er zijn dus ook veel studies waar geen of nauwelijks slachtoffers werden vastgesteld. De mogelijke mortaliteit hangt af van diverse factoren.

### **Factoren die een rol spelen in de aanvaringskans**

Uit een review van Europese studies (Rydell *et al.*, 2010) blijkt dat de grootste aantallen aanvaringsslachtoffers worden gevonden bij boomrijke berghellingen, bosrijke gebieden en langs de kust (5-20/turbine/jaar). In landbouwgebieden met veel verspreide kleine landschapselementen worden veel lagere aantallen slachtoffers gevonden (2-5/turbine/jaar) en in open landbouwgebieden zijn de aantallen nog lager (0-3/turbine/jaar). Langs rivieren kunnen de effecten ook groter zijn dan in meer open gebieden.

In Europese windparken is de mortaliteit hoger dan gemiddeld wanneer windturbines binnen de 100 m van bossen staan (Rydell *et al.*, 2010). In review studies geeft men vaak de algemene aanbeveling om uit voorzorg een afstand van ongeveer 200 m te vrijwaren rond zones waar regelmatig relatief veel vleermuizen aanwezig zijn (jachtgebieden) en 500 m tot belangrijke verblijfplaatsen zoals kolonies en overwinteringslocaties (Winkelman *et al.*, 2008; Rodrigues *et al.*, 2008; Natural England, 2009a+b, DNF-DEMNA, 2010,2012; Hundt, 2012). Ondanks de positieve relatie tussen mortaliteit en nabijheid van landschapselementen zoals bossen, kan een positieve relatie tussen vleermuisactiviteit op rotorhoogte (na plaatsing windturbines) en afstand tot kleine landschapselementen niet overal aangetoond worden. Voor de ruige dwergvleermuis werd die relatie alleszins wel aangetoond langs de kust. Er blijkt voor vleermuizen echter een nog betere relatie te bestaan tussen vleermuisactiviteit en jaargetijde, temperatuur en/of windsnelheid (Bach *et al.*, 2013).

Er werd een statistisch significante relatie gevonden tussen het aantal vleermuizen en de hoogte van de turbinemast, de rotordiameter en de totale windturbinehoogte. Voor windturbines in bosgebied speelt het effect van turbinehoogte minder mee (Hötcker, 2006). Een significant verschil in aantal slachtoffers was aanwezig tussen windparken in of nabij bossen en windparken in andere gebieden. In Noord-Amerika werd vastgesteld dat de diameter van de wieken (rotors) geen invloed had op het aantal vleermuisslachtoffers per turbine, maar dat bij hogere masten meer slachtoffers werden gevonden (Barclay *et al.*, 2007). Ook in een recente review van Europese studies is sprake van meer vleermuisslachtoffers bij hogere windturbines (Rydell *et al.*, 2010).

In diverse studies werden de grootste aantallen slachtoffers (90%) gevonden vanaf het tweede deel van juli tot begin oktober, vooral bij relatief lage windsnelheden. Een kleiner aandeel slachtoffers (10%) werd vastgesteld van april tot juni (Rodrigues *et al.*, 2014; Rydell *et al.*, 2010). Doortrekkende vleermuizen volgen vooral de kust, rivieren en mogelijk bepaalde andere zones in het binnenland (Rydell *et al.*, 2010). In Vlaanderen is nauwelijks informatie over de seizoensgebonden trek van vleermuizen. Aanvankelijk werd aangenomen dat het vooral deze doortrekkende vleermuizen zijn die in aanvaring komen (omwille van de periode van het jaar), maar onderzoek in Europa toonde aan dat ook lokale, niet-trekkende vleermuizen in grotere aantallen in aanvaring kunnen komen (Rydell *et al.*, 2010).

Vroeger werd aangenomen dat de meeste van onze inlandse vleermuizen in normale omstandigheden niet veel hoger vliegen dan ongeveer 40 m. Zweeds onderzoek met behulp van warmtebeeldcamera's heeft echter aangetoond dat diverse soorten boven grasland en bos regelmatig ook hoger in de lucht tot op een hoogte van 150 m voorkwamen, ver buiten het bereik van de veel gebruikte vleermuisdetectoren vanaf de grond (Winkelman *et al.*, 2008; Rydell *et al.*, 2010). Onderzoek met continu metende detectoren op grotere hoogte, inclusief recent ook in de gondel van grote windturbines, bevestigde dit (Brinkmann *et al.*, 2011; Collins & Jones 2009; Cryan *et al.*, 2014; Feltl *et al.*, 2015; Korner-Nievergelt *et al.*, 2013 & 2015;

Limpens *et al.*, 2013). Een review van diverse Europese studies toont dat de meeste slachtoffers te vinden zijn bij dezelfde soorten. Specifiek gaat het om de soorten in de vleermuisgroepen Nyctalus (o.a. rosse vleermuis, bosvleermuis), Pipistrellus (o.a. gewone, ruige en kleine dwergvleermuis), Vespertilio (o.a. tweekleurige vleermuis) en Eptesicus (o.a. laatvlieger) die zich niet toevallig ook aangepast hebben voor jacht op grotere hoogtes. In handleidingen voor onderzoek naar vleermuisactiviteit rond geplande windparken, geeft men dan ook de aanbeveling om naast de gebruikelijke bat-detector metingen op de grond, ook metingen op grotere hoogte uit te voeren (Rodrigues *et al.*, 2008; Natural England, 2009a+b; DNF-DEMNA, 2010,2012; Hundt, 2011).

Er zijn diverse mogelijke oorzaken van windturbinegerelateerde mortaliteit bij vleermuizen. Ze zijn dankzij hun echolocatie normaal uitstekend in staat vaste objecten in het donker te vermijden. Het probleem bij draaiende wieken is dat vleermuizen een wiek naar een bepaalde richting ontwijken maar dan in aanvaring komen met één van de twee andere wieken. Vleermuizen vliegen vrij traag en detecteren objecten in hun omgeving slechts op relatief korte afstand. Door de snelheid van de wieken, bij moderne turbines tot 150 m/s aan de tippen, is het voor vleermuizen moeilijk om de wieken op tijd en correct te detecteren.

Rond bepaalde, relatief warme onderdelen van een werkende windturbine, zoals de generator en de wieken, zijn soms concentraties van insecten aanwezig. Eventuele lichtbebakening kan daarin een bijkomende rol spelen, aangezien insecten ook door licht worden aangetrokken. Er werd vastgesteld dat zowel lokale als doortrekkende vleermuizen door dit plaatselijke voedselaanbod kunnen aangetrokken worden en bijgevolg in aanvaring kunnen komen met de wieken. Trekkende vleermuizen schakelen mogelijk ook (met tussenpozen) hun echolocatie uit om energie te sparen (Ahlén, 2003), waardoor er een groter gevaar is op aanvaringen. Door de ronddraaiende bewegingen van de wieken blijken sommige windturbines ook ultrasone geluidsgolven te produceren in een frequentiebereik van ongeveer 15-50 kHz (Long *et al.*, 2011). Aangezien de frequenties van uitgezonden signalen van enkele soorten vleermuizen zich in hetzelfde bereik bevinden, kan men zich voorstellen dat de echolocatie van vleermuizen door de turbines akoestisch kan gestoord worden. Sommige soorten hebben nog ultrasone detectie tot ongeveer 100 m en uitzonderlijk tot 150 m (zie ook Bijlage 7.7). Dit kan resulteren in zowel het mijden van de omgeving van de windturbines alsook juist dichterbij komen (Long *et al.*, 2011). Experimenten met infraroodcamera's tonen inderdaad dat vleermuizen vaak ook dicht bij de draaiende wieken rondvliegen (Ahlén, 2003; Kunz *et al.*, 2007b; Horn *et al.*, 2008; Rydell *et al.*, 2010) maar recent onderzoek wijst ook op andere mogelijke oorzaken zoals de associatie met bomen (zie verder onder 'Probleemstelling 1'). Op basis van de meest recente bevindingen, zou het potentieel effect van geluid relatief beperkt zijn (Rodrigues *et al.*, 2014).

Vleermuizen blijken ook erg gevoelig voor de grillige luchtdrukwisselingen die aan de uiteinden en achterzijde van de wieken van windturbines optreden. Die richten gemakkelijk fatale schade aan in hun longen. Dit is aangetoond na onderzoek van bijna tweehonderd vleermuizen die dood werden aangetroffen in een Canadees windpark (Baerwald *et al.*, 2008). In het betreffende windpark (39 turbines van elk 1,8 MW) werden in de periode 15 juli tot 30 september 2007 in totaal 188 verse kadavers van vleermuizen verzameld. De dieren waren kennelijk het slachtoffer geworden van de turbines, maar nog niet de helft had uitwendige verwondingen. Wel bleek 90% van de dieren bij autopsie inwendige bloedingen te hebben. Vooral schade aan de longen was opvallend, in veel gevallen onmiskenbaar het gevolg van plotselinge drukverlaging. De longen van zoogdieren, en dus ook vleermuizen, zijn gevoeliger voor snelle luchtdrukverandering dan die van vogels. Achter de snel draaiende turbinewieken kan de omgevingsluchtdruk met 5 tot 10% dalen. Slachtoffers van fatale luchtdrukwisselingen kunnen soms pas na honderden meters op de grond vallen.

Soorten die in halfopen tot open terrein jagen of migreren lopen een relatief groter risico. Ook soorten die erg talrijk voorkomen, worden vaker gevonden. Dat wijst op een algemeen risico. Er zijn aanwijzingen dat de gevolgen voor vleermuizen significant kunnen zijn als er meer vermogen wordt geplaatst. Internationale experts zijn het eens dat windparken een negatief effect kunnen hebben op vleermuispopulaties (Rydell *et al.*, 2012; Voigt *et al.*, 2012; Roscioni *et al.*, 2013; Lehnert *et al.*, 2014; Rodrigues *et al.*, 2014). Zij baseren hun conclusie op:

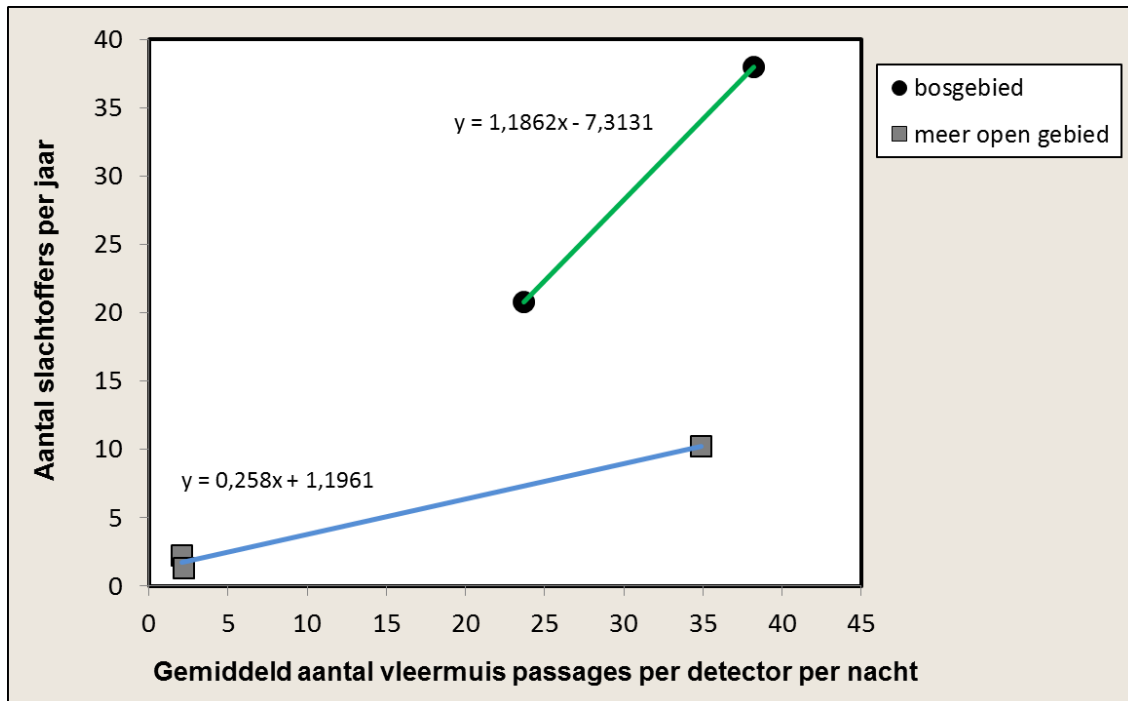
- de frequentie waarmee vleermuizen wereldwijd slachtoffer worden van windturbines in combinatie met hun vaak beperkte populatieomvang;
- de afnemende populatietrend bij de meerderheid aan soorten, door diverse factoren;
- de populatiebiologie (langlevend, weinig jongen);
- het geconstateerde gedrag nabij windturbines.

Over de oorzaken van mortaliteit is nog niet alles gekend. In het verleden zijn verschillende hypothesen geformuleerd. Een aantal van die hypothesen blijken nu niet meer zo aannemelijk, zoals deze waarbij vleermuizen door warmte of magnetische velden van de turbines aangetrokken worden, deze waarbij de mortaliteit steeds random zou zijn en deze waarbij trekkende vleermuizen hun echolocatie niet zouden gebruiken (Rydell *et al.*, 2010b). Het feit dat niet-trekkende vleermuizen vaak slachtoffer worden, suggereert dat ook de echolocatie-trekperiode hypothese minder aannemelijk is als doorslaggevende oorzaak. De grootste aanvaringskans kunnen we verwachten bij lage windsnelheden, aangezien zowel insecten als vleermuizen dan vaker op grotere hoogte vliegen. Geluidseffecten, veiligheidsverlichting en de kleur van windturbines zorgen er vermoedelijk ook voor dat vleermuizen tot in de risicozone van de wieken vliegen (Horn *et al.*, 2008; Rydell *et al.*, 2010b; Long *et al.*, 2011). Er zijn aanwijzingen dat vooral boombewonende vleermuizen worden aangetrokken door traag draaiende windturbines. Deze soorten aanzien de constructie als hoge boom om in de luchtstromingen benedenwinds ervan te foerageren en/of om de constructie te gebruiken als slaapplek of locatie voor sociaal gedrag. Bij snel draaiende windturbines werd vastgesteld dat vleermuizen minder worden aangetrokken (Cryan *et al.*, 2014). Verder is er een mogelijk verband tussen bepaalde piekmomenten van sterfte en de periodes van massale insectentrek op grote hoogte. De meeste vleermuisslachtoffers vallen bij relatief warme nachten met weinig wind in de periode midden juli tot begin oktober, waarschijnlijk vooral op de momenten met zwakke noordelijke winden en hoge luchtdruk, volgend op de passage van koudefronten. Op die momenten is er ook vaak massale trek van insecten op een hoogte van 100 tot 1200 m (Rydell *et al.*, 2010b). De hypothese zegt dat risicosoorten (zie verder) op die momenten daarom ook regelmatig tot op die hoogte gaan foerageren (Rydell *et al.*, 2010b). Deze kennis kan o.m. de toepassing van milderende maatregelen optimaliseren.

Omdat een aantal soorten mogelijk aangetrokken wordt door windmolens, bestaat er onzekerheid over het random karakter van aanvaringen. Dit zorgt voor twijfels over de waarde van effectinschattingen en aanbevelingen voor milderende maatregelen die alleen gebaseerd zijn op een ruimtelijke vleermuizenanalyse en tellingen voor de turbines geplaatst werden. Een combinatie met monitoring na het plaatsen van de turbines is aangewezen (Voigt *et al.*, 2015).

### **Informatie voor het voorspellen van de mortaliteit bij vleermuizen**

Voor vleermuizen zal de opmaak van een kwantitatieve effectenanalyse voor geplande windturbines vaak heel moeilijk tot onmogelijk zijn, aangezien er onvoldoende kennis beschikbaar is over aanvaringskansen en uitwijkgedrag. Bovendien zijn de vliegbewegingen van vleermuizen vaak erg complex en dus moeilijk te kwantificeren en in kaart te brengen. Enkele studies in windparken in de VS geven nuttige informatie over aanvaringskansen. Hier werd vastgesteld dat bij een hoge vleermuisactiviteit effectief meer slachtoffers vallen en dat deze relatie het sterkst is in bosgebied (Kunz *et al.*, 2007; Stantec Consulting, 2010; Jain *et al.*, 2011; zie ook figuur 3). De (geschatte) vleermuisactiviteit kan gebruikt worden om bij geplande windturbines een globale inschatting te maken van het mogelijk aantal slachtoffers bij verschillende scenario's.



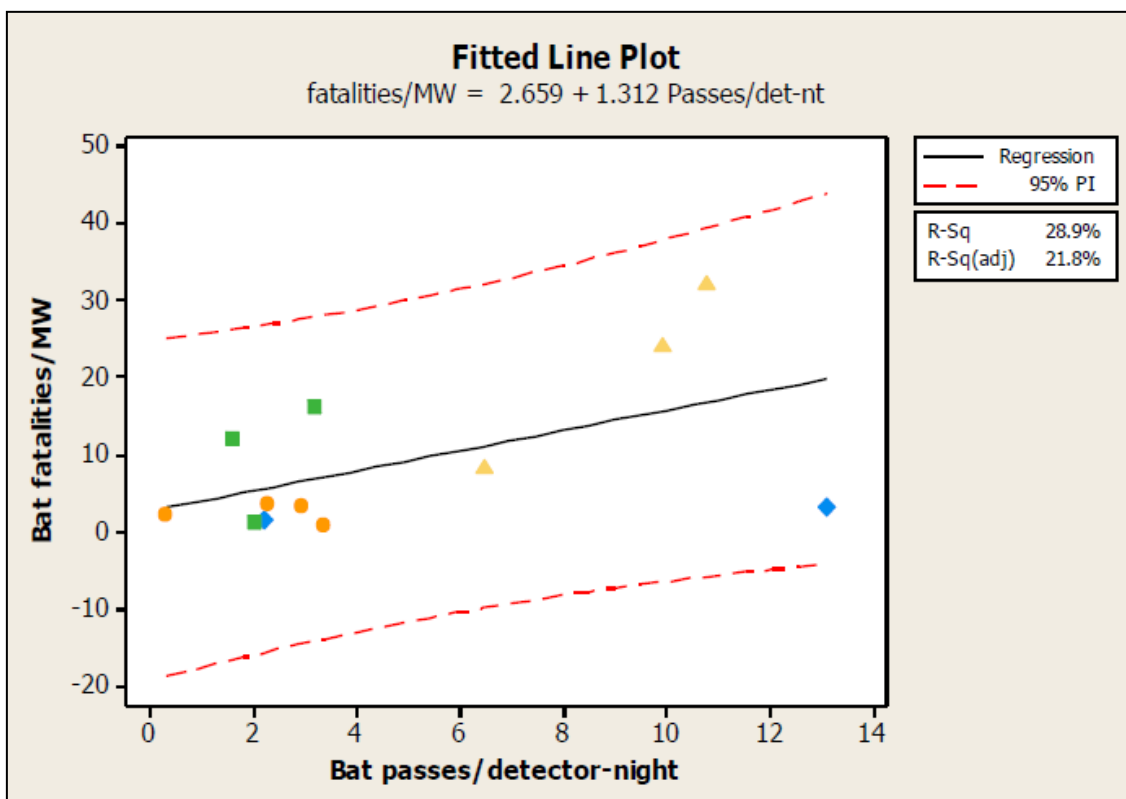
Figuur 3 Relatie tussen het gemiddeld aantal vleermuispassages bij windturbines en het berekend aantal aanvaringsslachtoffers in respectievelijk bosgebieden en meer open gebieden (originele gegevens uit Kunz *et al.*, 2007), met aanduiding van een onzekere lineaire trendlijn. Voor de locaties in bosgebied werd de vleermuisactiviteit zowel op grondniveau als op een hoogte (ca. 70 m) gemeten, voor de locaties in meer open gebied was dit enkel op grondniveau. Door de beperkte gegevens moet de grafiek met de nodige voorzichtigheid geïnterpreteerd worden. Het is hier louter indicatief.

In de tot nu toe meest volledige review van alle gepubliceerde studies waarbij een vergelijking kon gemaakt worden tussen de vleermuisactiviteit voordat de windturbines werden geplaatst en het aantal aanvaringsslachtoffers na de bouw van de turbines (Hein *et al.*, 2013), werden volgende conclusies getrokken (zie ook figuur 4):

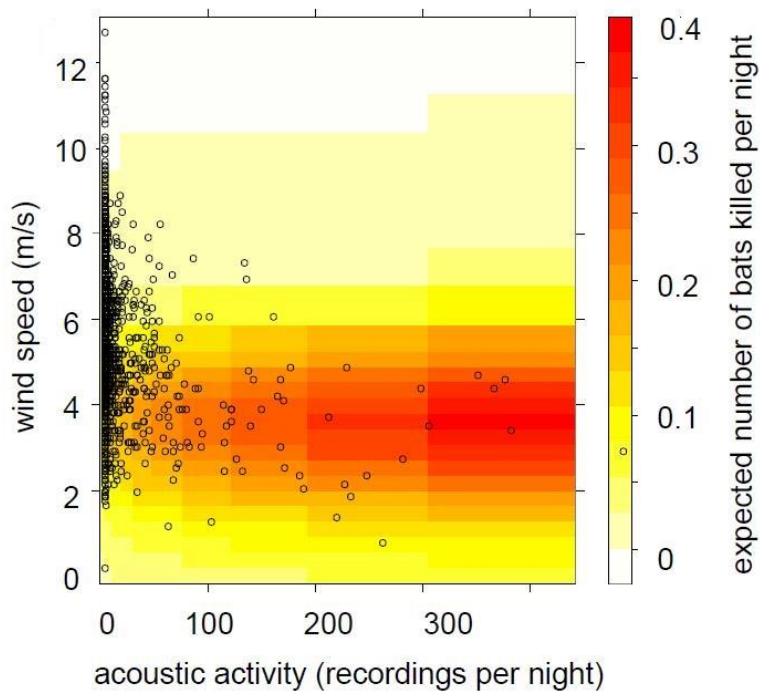
- Er is een zwakke positieve relatie tussen het aantal vleermuisdetecties per nacht en het aantal slachtoffers per MW windturbine. Globaal is deze relatie echter niet statistisch significant. Uit een studie van 5 locaties was er voor grote windturbines (masthoogte > 65 m) wel een statistisch significante positieve relatie tussen vleermuisactiviteit en aantal slachtoffers.
- Een positieve relatie tussen de vleermuisactiviteit voor het plaatsen van de turbines en het aantal slachtoffers na de plaatsing, zal vooral duidelijk gemaakt kunnen worden als aanvaringen toevallig zijn (random) en vleermuizen niet worden aangetrokken door windturbines. Onderzoek met warmtebeeldcamera's toont echter dat vleermuizen wel kunnen worden aangetrokken door windturbines. Deze resultaten suggereren dat aanvaringen niet altijd random zijn.
- Er zijn grote variaties in de resultaten.

Gemengde modellering kan naar de toekomst toe een oplossing bieden om de potentiële effecten steeds betrouwbaarder in te schatten, zowel voor vogels als vleermuizen. Een gemengd model is een statistisch model bestaande uit vaste en random (willekeurige) effecten. Korner-Nievergelt *et al.* (2013) maakten zo'n model om het mogelijk aantal vleermuislachtoffers te voorspellen op basis van de activiteit (aantal met bat-detector vastgestelde detecties per nacht). Een globaal resultaat hiervan (voor alle soorten samen) is weergegeven in figuur 5. Meer informatie hierover is ook te vinden in Brinkmann *et al.* (2011a). Het model werd opgemaakt met onderzoeksgegevens van het werkelijk aantal slachtoffers en de activiteit op rotorhoogte in Duitse windparken in juli, augustus en september. Bij het valideren bleek echter dat het model regelmatig faalt tijdens andere maanden en op andere locaties; bij een lagere gemiddelde activiteit (in vergelijking met de gebruikte data voor opbouw van het model) geeft het model een overschatting van aantal slachtoffers en bij hogere gemiddelde activiteit is er een onderschatting. Daarom werd een update gemaakt van het model (Korner-Nievergelt *et al.*, 2015) mede op basis van nieuwe, uitgebreide veldstudies (o.m. Limpens *et al.*, 2013).





Figuur 4 Lineaire regressie met 95% betrouwbaarheidsinterval voor 12 gekoppelde studies in de VS, waarbij gemiddelde vleermuisactiviteit ("Bat passes/detector-night") voor het plaatsen van windturbines werd vergeleken met het aantal aanvaringslachtoffers na de bouw, gecorrigeerd naar slachtoffers per MW windturbine per jaar ("Bat fatalities/MW"). Op een aantal locaties werd de vleermuisactiviteit enkel op grondniveau gemeten. Groene waarden = Eastern Forest Region, oranje waarden = Basin-Desert Region, blauwe waarden = Great Plains Region, oranje waarden = Midwest Region. Figuur uit Hein *et al.* (2013). Door de beperkte gegevens moet deze grafiek met de nodige voorzichtigheid geïnterpreteerd worden. Het is hier louter indicatief.



Figuur 5 Voorspelling van het aantal vleermuisslachtoffers op basis van windsterkte en vleermuisactiviteit op rotorhoogte, op basis van het Korner-Nievergelt *et al.* (2013) model.

Bij voorspellingen van het aantal slachtoffers op basis van vleermuisactiviteit, is de vlieghoogte een cruciale factor. Het Korner-Nievergelt model is op basis van activiteit op rotorhoogte. Indien enkel gegevens beschikbaar zijn vanop grondniveau of lage hoogte (< 60 m), kan wel getracht worden om een correctie toe te passen. Bij uitgebreid onderzoek in windparken in open tot halfopen gebieden in Nederland, stelde men vast dat het absoluut aantal vleermuisdetecties op grondniveau ongeveer een factor 18 groter was dan op rotorhoogte. Het aantal detecties op rotorhoogte bedroeg ongeveer 5,3% van alle detecties. Voor de gewone dwergvleermuis, ruige dwergvleermuis en *Nyctalus* soorten (vooral rosse vleermuis) was dit respectievelijk een factor 38, 64 en 7, met op rotorhoogte resp. 2,6%, 1,5% en 13% van alle detecties (Limpens *et al.*, 2013). In Duitsland werden voor dwergvleermuizen vrij gelijkaardige resultaten gevonden. Bij uitgebreid windpark onderzoek in open tot halfopen gebieden, was het aantal vleermuisdetecties op rotorhoogte daar ongeveer 3% van het totaal, voor de ruige dwergvleermuis 2,5% en voor de rosse vleermuis 5,2% (Bach *et al.*, 2013). Bij dit Duits onderzoek werd ook een mogelijke doch zwakke relatie gevonden tussen het aantal detecties op grondniveau en de rotorhoogte. Die relatie was het meest duidelijk bij rosse vleermuis.

#### 4.8.3.2 Toepassing in Vlaanderen

Vanuit het voorzorgsprincipe moeten we voorlopig aannemen dat er een relatie kan zijn tussen vleermuisactiviteit voordat de turbines geplaatst zijn en de aanvaringskans na het plaatsen van de turbines. De conclusies uit de studies zoals weergegeven in de figuren 3, 4 en 5 (deel 4.8.3.1) kunnen gebruikt worden voor een globale, kwalitatieve inschatting van het aantal vleermuizen dat risico kan lopen. Deze conclusies kunnen best daar waar mogelijk met elkaar gecombineerd worden. De resultaten uit het model van Korner-Nievergelt *et al.* (2013; 2015) zullen wellicht nog de meest betrouwbare inschatting kunnen geven, ondanks het feit dat deze resultaten ook locatieafhankelijk zijn. Bijkomend kan de indeling van vegetatie- en landschapstypes in Rydell *et al.* (2010) ook hulp bieden om de kwalitatieve, globale inschatting te maken (zie 'Factoren die een rol spelen in de aanvaringskans' in deel 4.8.3.1).

Een essentieel onderdeel van de effectenbeschrijving is de soortgevoeligheid voor aanvaring met windturbines, in combinatie met de staat van instandhouding van de soort. De voor windturbines meest gevoelige soorten zijn hieronder weergegeven (zie ook bijlage 7.7).

- zeer hoog risico: ruige dwergvleermuis, rosse vleermuis, tweekleurige vleermuis
- hoog risico: gewone dwergvleermuis, bosvleermuis, laatvlieger
- risico: kleine dwergvleermuis, mopsvleermuis, mogelijk ook meervleermuis

Ook in een kwalitatieve effectenbeschrijving, waar mogelijk met kwantitatieve elementen, is een **gemiddelde en worst-case** benadering aangewezen. Het besluit over het te verwachten effect zal steunen op een expertenoordeel op basis van alle informatie. De kwantitatieve elementen die hiervoor gebruikt worden (bv. mogelijk aantal slachtoffers) kunnen niet letterlijk genomen worden, maar moeten dienen om het expertenoordeel te onderbouwen.

## 4.9 Informatie voor de effectbeoordeling

Bij de effectbeoordeling worden de effecten 'verstoring' en 'mortaliteit' met een beoordelingsmethode getoetst aan normen, drempels en kwalitatieve bepalingen. Deze beoordelingscriteria zijn vastgelegd in het beoordelings- en significantiekader. De doelstelling van de effectbeoordeling is om op een objectieve manier te informeren over de al dan niet betekenisvolle gevolgen van geplande windturbines op vogels en vleermuizen.

Het beoordelings- en significantiekader vertaalt de effecten naar een significantiescore. In een significantiescore kan een gradatie worden gemaakt. Naar analogie met een MER kan volgende indeling gebruikt worden:

verwaarloosbaar (0), gering negatief (-1), matig negatief (-2) en sterk negatief (-3).

In dit deel worden waar mogelijk drempelwaarden voorgesteld die aangeven vanaf welk niveau een effect betekenisvol kan zijn voor een populatie. Dit komt overeen met een 'sterk negatief' effect. Omwille van onzekerheden bij de effect-parameters (bv. verstoringsafstanden, aanvaringskansen, uitwijkpercentages) en bij de drempelwaarden (zie verder), stellen we voor om het onderscheid tussen matig en sterk negatief te maken op basis van de onzekerheidsmarges van de effectparameters en het aantal aanwezige of overvliegende vogels of vleermuizen.

- verwaarloosbaar: geen of niet-meetbare effecten
- gering negatief: meetbare effecten die niet matig of sterk negatief zijn.
- matig negatief: effecten verwacht op basis van een effectberekening met een worst-case benadering.
- sterk negatief (= betekenisvol): effecten verwacht op basis van een effectberekening met zowel een gemiddelde als worst-case benadering.

Betekenisvolle effecten kunnen zich doorgaans enkel voordoen bij blijvende effecten op lange termijn. In sommige omstandigheden kan het al dan niet nemen van milderende maatregelen afhangen van monitoring als de windturbines operationeel zijn, of de startmaatregelen (vanaf het operationeel worden) kunnen worden aangepast op basis van monitoring.

Net zoals bij de effectbeschrijving kan het beoordelen van effecten **zowel kwalitatief als kwantitatief** gebeuren. Hiervoor zijn in **deel 4.7 (studiegebied, te behandelen soorten en globale methodiek)** al aanbevelingen opgenomen. Onderstaande informatie geeft vooral een aanzet voor een kwantitatieve benadering.

De onderstaande aanzet voor opmaak van een effectbeoordeling, heeft zijn beperkingen qua volledigheid en zekerheid. Actueel zijn in de literatuur enkel globale voorstellen van drempelwaarden beschikbaar. Voor een optimale effectbeoordeling op Vlaams niveau is een aangepast en uitgebreider referentiekader meer aangewezen, maar dat is op dit moment niet beschikbaar (zie ook kennisleemtes en aanbevelingen in deel 6).

### 4.9.1 Verstoring bij vogels

#### 4.9.1.1 Theoretisch kader

Onderstaande informatie kan nuttig zijn om te beoordelen of er al dan niet een effect op de populatie kan optreden.

Dierschke *et al.* (2003) maakten populatiemodellen voor 250 vogelsoorten die regelmatig langs de Noordzee en aan de kust in Duitsland doortrekken, tijdelijk verblijven of broeden. Zij stellen voor om te spreken van een betekenisvol effect op de populatie als het verstoringseffect een blijvend habitatverlies veroorzaakt voor minstens 1% van de nationale populatie in een bepaald seizoen (winter- en/of doortrekperiode, broedperiode). In een aantal- en trendstudie over veranderingen in aantallen pleisterende watervogels in Nederland, werd gesteld dat een aantalsafname van meer dan 1% per jaar op lange termijn een betekenisvol effect op de populatie kan genoemd worden (van Eerden *et al.*, 2005). Dergelijke afname kan wel het gevolg zijn van diverse invloeden en kan betrekking hebben op zowel verstoring als mortaliteit. Een betekenisvol effect kan ontstaan wanneer de hoeveelheid voldoende geschikte leefgebieden een bottleneck gaat vormen. De draagkracht van het geëvalueerde gebied is van belang.

### 4.9.1.2 Toepassing in Vlaanderen

Een kwalitatieve analyse maakt geen gebruik van drempelwaarden. Via expertenkennis wordt een beoordeling gemaakt van de mate van verstoring in het leefgebied. Daarbij wordt rekening gehouden met het belang (waarde) van dit verstoord leefgebied voor de populatie en de staat van instandhouding van de soort.

Voor een kwantitatieve analyse bevelen we onderstaande drempelwaarden en criteria (Tabel 7) aan. We merken hierbij op dat momenteel een referentiekader op niveau Vlaanderen ontbreekt.

1% drempel: voor gevoelige soorten volgens de criteria:

- indien er gewestelijke instandhoudingsdoelen (Paelinckx *et al.*, 2009) zijn opgemaakt: wanneer de populatiegrootte in Vlaanderen kleiner is dan de populatiedoelstelling of wanneer er onvoldoende gegevens zijn om dit te bepalen.
- indien er geen gewestelijke instandhoudingsdoelen zijn opgemaakt: wanneer er een negatieve trend is in de Vlaamse populatie of wanneer er onvoldoende gegevens zijn.

5% drempel: voor minder gevoelige soorten volgens de criteria:

- indien er gewestelijke instandhoudingsdoelen zijn opgemaakt: wanneer de populatiegrootte in Vlaanderen minstens gelijk is aan de doelstelling.
- indien er geen gewestelijke instandhoudingsdoelen zijn opgemaakt: wanneer er een stabiele of positieve trend is in de Vlaamse populatie.

Tabel 7 Criteria voor het beoordelen van effecten op een lokale (of regionale) populatie. Het onderscheid tussen een matig of sterk negatief effect is afhankelijk van de onzekerheidsmarge (gemiddeld en worst-case, zie inleiding in deel 4.9).

	enkel in worst-case scenario	in zowel worst-case als gemiddeld scenario
Blijvend jaarlijks habitatverlies of verstoring voor $\geq 1\%$ en $< 5\%$ van de populatie	mogelijk matig negatief effect voor gevoelige soorten	mogelijk sterk negatief (betekenisvol) effect voor gevoelige soorten
Blijvend jaarlijks habitatverlies of verstoring voor $\geq 5\%$ van de populatie	mogelijk matig negatief effect	mogelijk sterk negatief (betekenisvol) effect

De draagkracht van het geëvalueerde gebied zal mee bepalen hoe groot het effect op een populatie werkelijk kan zijn. Door de invloed van lokale factoren zal die draagkracht verschillend zijn per onderzocht niveau. Wanneer de kwaliteit van een deel van het leefgebied vermindert, kunnen bepaalde soorten, zeker doortrekkende en overwinterende, zich eventueel verplaatsen naar andere deelgebieden zonder dat daarbij een betekenisvol effect optreedt in de lokale populatie. Dergelijke detailanalyse vergt een uitgebreide studie van de leefgebieden op dat niveau. Deze draagkracht kan (waar mogelijk) wel meegenomen worden in de analyse om het procentueel aandeel vogels te bepalen dat werkelijk blijvend habitatverlies of verstoring ondervindt op dat niveau.

Meer aanbevelingen voor het gebruik van gemiddelde en maximale populatiegroottes in Vlaanderen en voor het bepalen van recente trends en de staat van instandhouding, is beschreven in de laatste paragrafen van deel 4.9.2.2 (zie verder).

## 4.9.2 Mortaliteit bij vogels

### 4.9.2.1 Theoretisch kader

Als er voldoende betrouwbare informatie over de populatiegrootte, het leefgebied en de populatiedynamiek van soorten (bv. bestaande jaarlijkse sterfte) beschikbaar is, kunnen aan de significantiecriteria kwantitatieve elementen worden toegevoegd. Bij gebrek aan dergelijke informatie is enkel een kwalitatieve analyse mogelijk. Onderstaande informatie kan helpen om te bepalen of er al dan niet een effect op een populatie kan optreden.

Om de effecten van aanvaring van vogels met geplande windturbines relatief eenvoudig en snel kwantitatief te beoordelen, kan de verhouding van het jaarlijks aantal aanvaringslachtoffers met de bestaande jaarlijkse sterfte in de populatie onderzocht worden. Een methode met de 'jaarlijkse mortaliteit' parameter wordt ook aanbevolen om bijvoorbeeld de effecten van bijzondere jacht te bepalen (Europese Commissie, 2008). Deze methode neemt evenwel niet alle factoren in rekening die kunnen meespelen in de complexe dynamiek van populaties. Een sterke veerkracht van een populatie kan er bijvoorbeeld voor zorgen dat het reële effect kleiner is dan berekend. Een soort met een negatieve populatietrend zal gevoeliger zijn voor bijkomende effecten, dan een soort met een sterk toenemende trend. Indien mogelijk moeten factoren zoals veerkracht, trend van de populatiegrootte en staat van instandhouding dus mee in rekening worden gebracht. Ook het belang van de aanwezige populatie (bv. regionaal of internationaal belangrijk) kan meegenomen worden in de evaluatie.

Bij kleine projecten zal het meestal onhaalbaar zijn om de mogelijke effecten met een uitgebreid populatiemodel te berekenen. Dergelijke modellering is meer haalbaar bij langlopende monitoring van windparken en op planniveau voor het bepalen van cumulatieve effecten op regionaal (= gewestelijk) tot internationaal niveau (zie Dierschke *et al.* (2003); Poot *et al.* (2011)). Een voorbeeld van dergelijk onderzoek werd uitgevoerd in Duitsland om een potentieel cumulatief effect op de populatie rode wouw te bepalen. Met een uitgebreid populatiemodel werd berekend dat jaarlijks ongeveer 3% van de populatie in aanvaring komt met Duitse windturbines en dat de drempel voor betekenisvolle populatie-effecten daar op ongeveer 4% ligt (Bellebaum *et al.*, 2013).

Op basis van een analyse met populatiemodellen van 250 vogelsoorten die jaarlijks langs de Noordzee trekken, werd gesteld dat een toename van maximaal 5% van het bestaande jaarlijkse sterftecijfer aanvaardbaar lijkt om betekenisvolle effecten op termijn te vermijden (Dierschke *et al.*, 2003; NERI, 2000). De resultaten uit het model van Hötcker *et al.* (2006) tonen gelijkaardige trends. De drempel voor betekenisvolle effecten in het model voor de rode wouw in Duitsland (Bellebaum *et al.*, 2013) kwam uit op 5%. Een bijkomend en blijvend sterftecijfer dat minder is dan 1% van de bestaande jaarlijkse sterfte binnen een populatie, wordt door de Europese Commissie (mede op basis van advies van het wetenschappelijke ORNIS-comité) aanzien als aanvaardbaar risico. Mathematisch wordt hierdoor slechts een relatief klein deel van de populatie aangetast omdat dergelijk effect kleiner is dan de onzekerheidsmarges bij reproductie en mortaliteit (Europese Commissie, 2000a & 2008). Enkele arresten van het Europees Hof van Justitie maken duidelijk dat de 1%-drempel als maatstaf kan worden gebruikt om te oordelen over mogelijk betekenisvolle effecten op populaties (Europese Commissie, 2008; Heijligers *et al.*, 2015). Deze 1% drempel is ondertussen ook voorgesteld om als waarschuwingdrempel toe te passen bij het inschatten en/of evalueren van populatie-effecten van windturbines op vogels (van der Winden *et al.*, 2015; Cook & Collier, 2015). De 1%-drempel is daarom aannemelijk als ondergrens om een indicatie te bekomen van mogelijk betekenisvolle effecten op een populatie. Een differentiatie van de 1% en 5% drempelwaarden wordt ook vermeld in het gidsdocument ter verduidelijking van de Vogelrichtlijn m.b.t. mortaliteit door afwijkingen op de gewone jachtwetgeving: "Voor ruimschoots aanwezige soorten met een gunstige staat van instandhouding kan een onttrekking van meer dan 1% van de jaarlijkse mortaliteit worden overwogen (met een maximum van 5%) na een diepgaande wetenschappelijke analyse door de bevoegde autoriteit die de afwijking vergunt. Dit zou zijn om te verifiëren of de afwijking niet onverenigbaar is met de doelstellingen van de richtlijn" (Europese Commissie, 2008).

Doorgaans worden bovenstaande drempelwaarden in een analyse met populatiemodellen gedefinieerd op niveau van een regionale, nationale of internationale (biogeografische) populatie. Dezelfde drempel kan echter ook gebruikt worden om een effect op kleinere schaal te evalueren. In de praktijk is het immers in de meeste gevallen aangeraden om de effecten minstens op lokaal niveau te evalueren (zie toelichting in deel 4.7).

#### 4.9.2.2 Toepassing in Vlaanderen

Bij een kwalitatieve analyse kan op basis van expertenkennis zonder drempelwaarden een evaluatie gemaakt worden van het risico op effecten, mede op basis van de staat van instandhouding van de soort of soortgroep.

Voor een kwantitatieve analyse van de effecten op een populatie kunnen momenteel onderstaande drempelwaarden en criteria (Tabel 8) aanbevolen worden, hoewel een referentiekader op niveau Vlaanderen nog ontbreekt.

1%-drempel: voor gevoelige soorten volgens de criteria:

- indien er gewestelijke instandhoudingsdoelen (Paelinckx *et al.*, 2009) zijn opgemaakt: wanneer de populatiegrootte in Vlaanderen kleiner is dan de populatiedoelstelling, of er zijn onvoldoende gegevens om dit te bepalen.
- indien er geen gewestelijke instandhoudingsdoelen zijn opgemaakt: wanneer er een negatieve trend is in de Vlaamse populatie, of onvoldoende gegevens.

5%-drempel: voor minder gevoelige soorten volgens de criteria:

- indien er gewestelijke instandhoudingsdoelen zijn opgemaakt: wanneer de populatiegrootte in Vlaanderen minstens gelijk is aan de doelstelling.
- indien er geen gewestelijke instandhoudingsdoelen zijn opgemaakt: wanneer er een stabiele of positieve trend is in de Vlaamse populatie.

Tabel 8 Criteria voor het beoordelen van effecten op een lokale (of regionale) populatie. Het onderscheid tussen een matig of sterk negatief effect is afhankelijk van de onzekerheidsmarge (gemiddeld en worst-case, zie inleiding in deel 4.9).

	enkel in worst-case scenario	in zowel worst-case als gemiddeld scenario
Blijvend jaarlijks aantal slachtoffers $\geq 1\%$ en $< 5\%$ van de bestaande jaarlijkse sterfte in de populatie	mogelijk matig negatief effect voor gevoelige soorten	mogelijk sterk negatief (betekenisvol) effect voor gevoelige soorten
Blijvend jaarlijks aantal slachtoffers $\geq 5\%$ van de bestaande jaarlijkse sterfte in de populatie	mogelijk matig negatief effect	mogelijk sterk negatief (betekenisvol) effect

Gegevens over gemiddelde jaarlijkse bestaande sterfte van volwassen en onvolwassen vogels voor verschillende soorten, worden bij voorkeur gehaald uit de bijlage van Europese Commissie (2008). Indien daar geen gegevens beschikbaar zijn, kan de gemiddelde jaarlijkse bestaande sterfte afgeleid worden van de overlevingspercentages op de website van de British Trust for Ornithology ([www.bto.org](http://www.bto.org), zie 'About birds-Birdfacts') of uit Poot *et al.* (2011). Deze gegevens hebben vooral betrekking op natuurlijke sterfte en bestaande sterfte door historisch antropogene invloeden zoals jacht en hoogspanningslijnen, zonder nieuwe invloeden zoals windturbines. De waarden worden o.m. bepaald uit terugmeldingen van geringde vogels en gegevens over het broedresultaat. Het gebruik van gemiddelde waarden voor NW-Europa (of Vlaanderen indien beschikbaar) is aanbevolen. Voor zogenaamde 'jachtwild' soorten wordt best gewerkt met data uit gebieden met een vergelijkbare regelgeving als Vlaanderen. Of een soort wel of niet bejaagbaar is, speelt een rol bij de interpretatie van de jaarlijkse bestaande sterfte. Indien een verschil kan gemaakt worden tussen volwassen en onvolwassen vogels, gebeurt de analyse bij voorkeur apart. Uit voorzorg kan bij gebrek aan voldoende informatie van onvolwassen vogels het sterftecijfer van adulte vogels gebruikt worden.

In de Vlaamse risicoatlas vogels-windturbines zijn gegevens beschikbaar van gemiddelde en/of maximale populatiegroottes (zie ook de bijlagen). Deze informatie is bruikbaar, maar bij voorkeur worden steeds ook de meest actuele, gemiddelde en maximale waarden meegenomen. De gegevens over populatiegroottes zijn gebaseerd op tellingen. De werkelijke populatie van bepaalde soorten kan bijgevolg groter zijn. Het gebruik van die telgegevens bij het beoordelen van mogelijke effecten is wel mogelijk als eerste indicatie, desnoods met correcties die te

verantwoorden zijn. Voor moeilijk te tellen overwinterende soorten kan best het gemiddelde van de wintermaxima worden gebruikt. Voor goed te tellen overwinterende soorten kan gewerkt worden met het seizoensgemiddelde (= gemiddelde van alle tellingen tijdens de winterperiode).

Gegevens over trends in populatiegroottes en de staat van instandhouding van vogels zijn beschikbaar op het INBO en gepubliceerd in Anselin *et al.* (2013).

### 4.9.3 Verstoring en mortaliteit bij vleermuizen

#### 4.9.3.1 Theoretische kader

Rydell *et al.* (2012) voorspelden op basis van een populatiemodel voor vleermuizen in Zweden dat bij een toename van 1000 naar 5000 windturbines (ook windturbines in bosgebied), de populaties van bepaalde soorten betekenisvol kunnen worden aangetast. Ook Hötter *et al.* (2006) stellen op basis van een eenvoudig populatiemodel dit probleem vast. Het is dus gewenst om zeker in risicogebieden de mogelijke effecten op de populatie kwantitatief of minstens kwalitatief te onderzoeken. Zo kunnen cumulatieve effecten van meerdere windparken zo beperkt mogelijk gehouden worden.

Om betekenisvolle effecten op een populatie Europese vleermuizen te vermijden, wordt in de literatuur vaak een maximum van jaarlijks twee vleermuisslachtoffers per windturbine geadviseerd, hoewel dit aantal mogelijk niet altijd verenigbaar is met regionale, nationale en/of Europese wetgeving (Voigt *et al.*, 2015). Het opleggen van drempelwaarden voor een maximaal aantal vleermuisslachtoffers is vanuit wetenschappelijk oogpunt voorlopig arbitrair en ontoereikend (Arnett *et al.*, 2013, Rodrigues *et al.*, 2014). In Nederland oordeelde de Raad van State wel dat de 1%-norm voor vogels (1% van bestaande sterfte in een populatie, zie deel 4.9.2) ook voor vleermuizen als drempelwaarde kan worden gebruikt om betekenisvolle effecten op populaties te vermijden (Heijligers *et al.*, 2015). Dergelijke drempelwaarde is echter moeilijk toe te passen, zeker in geval van slachtoffervoorspellingen bij geplande turbines. Er bestaan immers nog grote onzekerheden bij het berekenen van het mogelijk aantal slachtoffers (zie deel 4.8.3). In de meeste gevallen zal er bovendien ook onvoldoende kennis zijn over de aanwezige populatiegroottes (zie deel 3.2 en 4.3) en welke populatie (lokale/regionale) er moet beoordeeld worden. Uit voorzorg kan het beleid eventueel wel kiezen voor drempelwaarden.

Tabel 9 geeft een overzicht van de richtlijnen die het Waals gewest hanteert om geplande windparken te beoordelen (DNF-DEMNA, 2012). Deze richtlijnen zijn gebaseerd op gerichte bat-detector metingen, die daar ook verplicht zijn (zie deel 4.5.2). De beoordeling gebeurt in Wallonië vooral op basis van 'aanwezigheid' van soorten en de afstand tot de meest risicovolle habitats. In dergelijke beoordelingsmethode houdt men geen rekening met het aantal vastgestelde of geschatte aanwezige of overtrekkende vleermuizen.

Tabel 9 Richtlijnen die het Waals gewest hanteert om geplande windparken te beoordelen.

Vastgestelde soorten in projectgebied en/of afstand tot belangrijk habitat	Risico	Beoordeling en/of maatregel
geen van onderstaande soorten in deze tabel	relatief laag	eventuele milderende maatregelen op basis van de lokale effectenbeschrijving
laatvlieger, rosse vleermuis, Noordse vleermuis, bosvleermuis, ruige dwergvleermuis, tweekleurige vleermuis	matig	milderende maatregelen waarbij de turbines tijdens risicoperiodes pas beginnen werken ('cut-in speed') bij een windsnelheid van 7 m/s (enkel bij temperatuur van > 10 °C)
tijdens de trekperiodes: rosse vleermuis, bosvleermuis, ruige dwergvleermuis, tweekleurige vleermuis	hoog	milderende maatregelen waarbij de turbines tijdens risicoperiodes pas beginnen werken ('cut-in speed') bij een windsnelheid van 8 m/s (enkel bij temperatuur van > 6 °C)
mopsvleermuis, meervleermuis, vale vleermuis	hoog	geen windturbines
windturbines op minder dan 100 m van loof- of gemengd bos	hoog	geen windturbines

### 4.9.3.2 Toepassing in Vlaanderen

Een expertenoordeel moet voorlopig uitsluitend geven over mogelijke effecten en de mate waarin milderende maatregelen gewenst zijn. Deze benadering is kwalitatief. Hoewel de richtlijnen van het Waals gewest (Tabel 9) geschikt zijn om effecten op vleermuizen te vermijden bij een 'best-practice' aanpak, zijn het tegelijk ook richtlijnen die voor veel locaties onnodig streng kunnen zijn. De wetenschappelijke tekortkoming in deze richtlijnen is de beoordeling op basis van 'aanwezigheid', zonder rekening te houden met aantallen in de tijd. Wetenschappelijk kan het moeilijk hard gemaakt worden dat er bij een of enkele passages van een risicosoort in het projectgebied een te groot risico kan ontstaan.

Het is aangewezen om het potentieel effect van de geplande windturbines te bepalen en in rekening te brengen bij andere, reeds bestaande effecten in de omgeving. Zo kan een algemene uitspraak gedaan worden over de langetermijneffecten op het voortbestaan van de lokale of trekkende populaties.

Het al dan niet aanwezig zijn van voor windturbines gevoelige soorten (zie deel 4.8.3, tabel 9 en bijlage 7.7) en hun staat van instandhouding zijn essentiële elementen in de effectbeoordeling. Een mogelijk aanzienlijk effect kan bijvoorbeeld ook voorkomen in geval van een soort met een matig of laag aanvaringsrisico maar die zeer zeldzaam is in Vlaanderen en/of in een slechte of onduidelijke staat van instandhouding. Gegevens over trends in populatiegroottes en de staat van instandhouding van vleermuizen zijn beschikbaar op het INBO en gepubliceerd in Louette *et al.* (2013). De criteria in de Europese Habitatrichtlijn zijn echter geformuleerd vanuit een beoordeling op het niveau van een land of regio (bv. Vlaanderen). Om ook de lokale staat van instandhouding van vleermuizen (bv. in een concreet plangebied of gemeente) te beoordelen, kan daar waar mogelijk de methodiek zoals voorgesteld in Nederland gebruikt worden (zie Limpens & Schillemans (2016)).

Hoewel er vanuit wetenschappelijk oogpunt geen drempelwaarden kunnen gegeven worden voor vleermuisactiviteit en/of het geschat (of vastgesteld) aantal slachtoffers, kan de intensiteit en regelmatigheid van vleermuisactiviteit wel meegenomen worden in de kwalitatieve beoordeling.

Bij indicaties van mogelijk betekenisvolle effecten of te grote onzekerheden en/of indien na het plaatsen van de windturbines slachtoffers worden vastgesteld, kan nagegaan worden of maatregelen om de effecten te verminderen mogelijk zijn om de impact op termijn zoveel mogelijk uit te sluiten. Deel 4.10 gaat hier dieper op in.

Indien onzekerheden kunnen opgevangen worden met behulp van monitoring (zie deel 5) met een afsprakenkader rond milderende maatregelen (zie deel 4.10.2), is een combinatie van het zoeken naar slachtoffers en het meten van de vleermuisactiviteit met bat-detectors aangewezen. Algemeen toepasbare drempelwaarden voor waargenomen vleermuisactiviteit (bv. op rotorhoogte) kunnen momenteel niet gegeven worden. Maar het resultaat van dergelijke monitoring kan in een expertenoordeel wel gebruikt worden om uitspraken te doen over het nemen van milderende maatregelen. Het zoeken naar slachtoffers kan daar ook bij helpen.

Zoals vermeld in Voight *et al.* (2015) kan een drempel van maximaal twee slachtoffers per turbine per jaar overwogen worden in kader van monitoring met een afsprakenkader rond milderende maatregelen. Om zoveel mogelijk rekening te houden met de kennisleemtes over de populatiegroottes, kan dit overwogen worden op voorwaarde dat de betreffende als aanvaringsslachtoffer vastgestelde soorten volgens de meest recente Rode Lijst voor zowel de zomer- als winterpopulatie een status 'momenteel niet in gevaar' hebben in Vlaanderen (Maes *et al.*, 2014) en een 'gunstige' staat van instandhouding hebben (Louette *et al.*, 2013). Het gaat hierbij om 'gevonden slachtoffers' bij operationele turbines, minstens gecorrigeerd met een factor voor het beschikbaar zoekoppervlak. Indien ook empirisch uitgewerkte correctiefactoren voor zoek efficiëntie en predatie worden toegepast op het gevonden aantal slachtoffers, kan de maximale waarde van twee slachtoffers een gemiddelde zijn van de onderzochte windturbines in het volledige windpark. Op die manier sluit men toeval uit en hoeven geen maatregelen genomen te worden bij eenmalige aanvaringen. Bij de vondst van één slachtoffer met een soortstatus die anders is dan 'momenteel niet in gevaar' (zie Rode Lijst in Maes *et al.* (2014)) of met een staat van instandhouding die niet 'gunstig' is, kunnen best onmiddellijk maatregelen genomen worden.



## 4.10 Effectvermindering en compensatie

Wanneer een effectenbeoordeling de mogelijkheid van matig tot sterk negatieve effecten niet kan uitsluiten, kan onderzocht worden of er maatregelen mogelijk zijn om de effecten te verminderen.

Het al dan niet nemen van maatregelen om effecten te verminderen kan desnoods ook via een afsprakenkader bepaald worden op basis van monitoring nadat de turbines zijn geplaatst, bijvoorbeeld met drempelwaarden (zie deel 4.9) om betekenisvolle effecten te vermijden. Bij het overschrijden van deze drempelwaarden moeten dan maatregelen genomen worden. Een overschrijding van drempelwaarden zal pas resulteren in een betekenisvol effect als het een blijvende (jaarlijkse) overschrijding is. Bij voorkeur is zo'n afsprakenkader dan dynamisch, rekening houdende met de meest recente wetenschappelijke kennis.

### 4.10.1 Vermijden van effecten door macro- & micro-siting

Een goede locatiekeuze (= 'macro-siting', zie ook inleiding deel 4.3) is de beste methode om de impact op vogels en vleermuizen te beperken (Johnson *et al.*, 2007; Winkelman *et al.*, 2008, Aarts & Bruinzeel, 2009; Europese Commissie, 2010; Gove *et al.*, 2013; Marques *et al.*, 2014). Het is ook de beste manier om cumulatieve effecten (die vaak moeilijk in te schatten zijn) vanuit voorzorg zoveel mogelijk te beperken. Een grondige afweging van mogelijke locaties moet dan ook de eerste fase zijn bij het zoeken naar nieuwe windturbinelocaties.

Naast een zorgvuldige locatiekeuze kunnen ook bepaalde aanpassingen aan de configuratie van windparken zelf de mogelijk negatieve effecten verkleinen (= 'micro-siting'). Dit vergt evenwel een grondig inzicht in de lokale vliegbewegingen en is sterk bepaald door plaatselijke omstandigheden. Het aantal vliegbewegingen, de belangrijkheid van aanwezige en/of doortrekkende soorten, eigenschappen van de omgeving en mogelijke alternatieve locaties zullen bepalend zijn of aanpassingen op kleine schaal effectief voldoende kunnen zijn om de impact te beperken. Het is van belang goed te letten op de functie van het gebied voor vogels en vleermuizen, en op grond daarvan de configuratie van het windpark eventueel aan te passen. Ook de richting van één of meerdere rijen windturbines t.o.v. overheersende vliegrichtingen, de aanwezigheid van veel achtergrondverlichting en/of obstakels in de omgeving zijn van belang. Bij de aanwezigheid van relatief veel vliegbewegingen in verschillende richtingen zal het bijvoorbeeld in veel gevallen beter zijn om eventuele turbines in kleine clusters te plaatsen, of in korte lijnopstellingen evenwijdig met de belangrijkste vliegroutes. Bij relatief veel vliegbewegingen in één bepaalde richting, zal een cluster op voldoende afstand van de vliegroute of een korte tot middellange lijnopstelling evenwijdig met de vliegroute, in veel gevallen een alternatief kunnen vormen. Heel lange lijnopstellingen zijn eerder af te raden (zie ook meer informatie in Everaert (2008)).

### 4.10.2 Milderende maatregelen

Milderende maatregelen zijn erop gericht de negatieve gevolgen van een project of plan hetzij tijdens de uitvoering ervan, hetzij achteraf, te beperken of te neutraliseren (Europese Commissie, 2000b; Antea Belgium, 2012). Een goede locatiekeuze blijft steeds de beste maatregel, maar in sommige gevallen kunnen meer flexibele maatregelen worden overwogen. Milderende maatregelen kunnen gaan over wijzigingen aan het inplantingsplan, de inrichting van leefgebied voor diersoorten in het project- of plangebied, wijzigingen in de operationaliteit van windturbines enz. Hieronder worden de belangrijkste besproken.

#### Operationaliteit van de windturbines

Indien de aanvaringskans zich beperkt tot specifieke periodes, kan voor **vogels** onderzocht worden om gedurende de meest risicovolle periode de windturbines stil te leggen (Hötker *et al.*, 2006; Everaert & Stienen, 2007; Strickland *et al.*, 2011). Hoewel deze maatregel een verlies aan elektriciteitsproductie tot gevolg heeft, zal dit in sommige gevallen de enige effectieve maatregel zijn om negatieve effecten te milderen (Marques *et al.*, 2014; May *et al.*, 2015). Het maximaal beperken van verlies in elektriciteitsproductie kan in sommige gevallen misschien tot stand komen via automatische monitoringmethodes zoals radar en camera's waarbij de turbines

enkel stilgelegd worden bij 'real-time' vliegactiviteit (May *et al.*, 2012). De effectiviteit van deze automatische technieken moet nog verder onderzocht worden.

De aanvaringskans van **vleermuizen** is sterk afhankelijk van de periode van het jaar, de periode van de nacht, de windsnelheid, de temperatuur en de neerslag. Deze parameters kunnen gemakkelijk continu gemeten worden via een automatisch systeem (zie verder) voor het milderen van de effecten (Brinkmann *et al.*, 2011a; Arnett *et al.*, 2013; Chirotech, 2013; Limpens *et al.*, 2013; Behr *et al.*, 2014; Rodrigues *et al.*, 2014).

Aangezien vleermuizen vooral bij lage windsnelheden als aanvaringssslachtoffer worden vastgesteld, kan geopteerd worden om windturbines gedurende risicoperiodes pas bij hogere windsnelheden te laten draaien. Normaal beginnen windturbines te draaien vanaf ca. 3,5 m/s. Een goede milderende maatregel is daarom het verhogen van deze 'cut-in speed' van windturbines met een automatisch systeem (methode 1). Eventueel kunnen de wieken ook automatisch wat gedraaid worden bij lagere windsnelheden ('blade feathering') zodat ze pas bij hogere windsnelheden in werking treden of trager draaien bij lagere windsnelheden (methode 2). De effectiviteit van beide methodes is wetenschappelijk aangetoond. In enkele landen zoals Duitsland zijn dergelijke vleermuisvriendelijke maatregelen een standaard aan het worden (Behr *et al.*, 2014) en in 2015 kondigde de Amerikaanse Windenergie Associatie aan dat dergelijke maatregelen voor een groot deel van de bestaande windparken zal toegepast worden vanaf het najaar van 2016 (AWEA, 2015; National Geographic, 2015).

Tijdens experimenteel onderzoek werden door het verhogen van de 'cut-in speed' reducties in het aantal aanvaringssslachtoffers van 40% tot 90% vastgesteld. De meest recente systemen reduceren het aantal slachtoffers vaak tot meer dan 90%. Tegelijk blijft het verlies aan elektriciteitsproductie doorgaans ruim onder de 1%, vaak onder de 0,3% (EUROBATS, 2012; Arnett *et al.*, 2013; Chirotech, 2013; Behr *et al.*, 2014). De normale cut-in speed bedraagt meestal ongeveer 3,5 m/s. Er kan een significante vermindering van het aantal aanvaringssslachtoffers worden verkregen door deze te verhogen met minstens 1,5 m/s. Er zijn indicaties dat een verdere verhoging (+ 1,5 tot 3,0) nog betere resultaten kan opleveren. Zo stelden Good *et al.* (2011) bij een cut-in speed verhoging van 3,5 naar 5,0 en 6,5 m/s een reductie vast van resp. 50% en 78%. Een eerdere studie kon geen significant verschil vinden in de reductie van het aantal slachtoffers tussen een cut-in speed van 5,0 m/s en 6,5 m/s (Arnett *et al.*, 2011; Arnett *et al.*, 2013). Het verschil in doeltreffendheid tussen een cut-in speed van 5,0 m/s en 6,5 m/s of hoger vergt volgens Arnett *et al.* (2013) nog nader onderzoek. In de review van Voigt *et al.* (2015) geeft men aan dat de meeste operationele systemen tegenwoordig cut-in speed waarden van 6 à 7 m/s toepassen om effecten op vleermuizen zoveel mogelijk te vermijden. Van bepaalde doortrekkende soorten zoals rosse vleermuis en ruige dwergvleermuis is het gekend dat ze ook nog vaak actief zijn bij windsnelheden hoger dan 7 m/s. In het Waals gewest worden daarom waarden voorgesteld van 7 en 8 m/s voor gebieden waar risicosoorten aanwezig zijn en doortrekken (DNF-DEMNA, 2012, zie ook tabel 9). Uitgebreide metingen van vleermuisactiviteit op ongeveer 125 m hoogte in een groot aantal windturbineparken in Duitsland in 2011 en 2012 in de periode april tot oktober, geven aan dat ongeveer 67% van alle vleermuispassages zich voordoen bij windsnelheden tot en met 4 m/s, 83% tot en met 5 m/s, 93% tot en met 6 m/s en 97% tot en met 7 m/s (Voigt *et al.*, 2015). Op basis van de geraadpleegde studies in dit rapport, lijkt een cut-in speed waarde van ongeveer 6 m/s gemiddeld het best aangewezen om tot aanzienlijke reducties van de mortaliteit van vleermuizen te komen. In de modellering van Korner-Nievergelt *et al.* (2013) en analyse van Limpens *et al.* (2013) komt de aanvaringskans voor vleermuizen ook aanzienlijk lager uit bij windsnelheden van meer dan 6 m/s.

### **Leidraad voor het toepassen van milderende maatregelen op basis van drempelwaarden van variabelen**

De drempelwaarden van de variabelen 'periode van het jaar', 'periode van de nacht', 'windsnelheid', 'temperatuur' en 'neerslag' worden bij voorkeur door een deskundige bepaald op projectniveau (Rodrigues *et al.*, 2014). Voor elke variabele geven we op basis van literatuurgegevens (o.a. Brinkmann *et al.*, 2011a; Limpens *et al.*, 2013; Behr *et al.*, 2014; Rodrigues *et al.*, 2014) hier wel aan bij welke waarde zich risico's voordoen. Op basis daarvan kunnen projectgerichte maatregelen worden voorgesteld. Indien de maatregelen gekoppeld worden aan monitoring, kan op basis van die monitoring ook het regime van milderende maatregelen worden aangepast.

#### Periode van het jaar

- globale risicoperiode: 1 april tot 31 oktober.
- periode met grootste risico: 15 juli tot 15 oktober.

#### Periode van de nacht

- globale risicoperiode: zonsondergang tot zonsopgang. Afhankelijk van de afstand tot een kolonie, voor rosse vleermuis soms ook al vanaf ongeveer 20 min voor zonsondergang.
- periode met grootste risico: 20 min tot 4 u na zonsondergang en 3 u tot 20 min voor zonsopgang. In de najaarstrek voor ruige dwergvleermuis zoals globale risicoperiode tot diep in de nacht. Er kan ook rekening gehouden worden met de windturbine locatie (foerageergebied vs. dagelijkse vliegtroute richting foerageergebied en/of zone met veel doortrek).

#### Windsnelheid op rotorhoogte

- globale risico: < 6 m/s, in najaarstrek < 7 m/s voor ruige dwergvleermuis en rosse vleermuis.
- grootste risico: < 5 m/s, in najaarstrek < 6 m/s voor ruige dwergvleermuis en rosse vleermuis.

#### Temperatuur op rotorhoogte

- globale risico: > 6°C, vooral bij regelmatige aanwezigheid van mopsvleermuis.
- grootste risico: > 10°C, in de najaarstrek voor ruige dwergvleermuis nog bij > 6°C.

#### Neerslag

- globale risico: bij neerslagintensiteit < 5 mm/u.
- grootste risico: bij neerslagintensiteit < 3 mm/u.

Verder zijn er ook systemen waarbij naast meteogegevens ook real-time gegevens van vleermuisenactiviteit worden meegenomen (Topwind, 2015; Chirotech, in ontwikkeling). Dit is mogelijk door de installatie van een automatische vleermuisendetector in de gondel van de windturbine. Dergelijke systemen zijn nog in een testfase (situatie voorjaar 2016). Het gemiddeld percentage in reductie van slachtoffers moet hierbij nog onderzocht worden. Indien dit systeem functioneert, kan het productieverlies hierdoor nog verder worden beperkt tot de risicomomenten waarop de vleermuisen ook effectief vliegen.

### **Waarschuwingssignalen**

Meerdere auteurs suggereren om als milderende maatregel waarschuwingssignalen aan te brengen op de turbines. Dit kan gaan van het schilderen van patronen op de wieken tot het afspelen van geluiden of het uitzenden van elektromagnetische straling. Geluiden kunnen echter bij pleisterende, rustende en broedende vogels tot meer verstoring leiden. Het kan mogelijk ook gevaarlijk zijn voor vleermuisen omdat die juist kunnen worden aangetrokken door geluiden (Hötker *et al.*, 2006). Verder onderzoek zal moeten uitwijzen of en in welke omstandigheden deze maatregel aangewezen is (Marques *et al.*, 2014; May *et al.*, 2015).

Vogels kunnen bewegende objecten van dichtbij niet scherp zien. Hoe dichter een vogel de draaiende wieken nadert, hoe minder scherp deze zichtbaar zijn. Dit is het zogenaamde 'Motion Smear' effect. De afstand waarop dit effect voorkomt, is vanaf  $\pm 20$  m voor kleine turbines en vanaf 50 m voor grote turbines (Hötker *et al.*, 2006; Hodos, 2003). In het kader van 'anti-motion-smear' onderzoek voor windturbines, werd in een laboratorium de zichtbaarheid van verschillende patronen en kleuren op bewegende, kleinschalige turbines met neuro-fysiologische experimenten getest op verdoofde vogels (Hodos 2003). Een aantal van die patronen verbeterde aanvankelijk de zichtbaarheid, maar bij verhoogde snelheid werden ook deze patronen te onduidelijk. Eén volledig zwarte wiek in combinatie met twee normale, licht

gekleurde wieken kwam als potentieel beste uit de test. Hoewel de resultaten op het eerste zicht interessant leken, bleken aanvullende testresultaten (die de buiten-omstandigheden beter konden nabootsen) minder goed te scoren. In tegenstelling tot eenvoudige laboratoriumomstandigheden is de achtergrond in open lucht immers minder egaal, waardoor er minder contrast is met de wieken. Er is ook een verschil tussen een verdoofde en een vliegende, actieve vogel. Hodos (2003) kon derhalve geen conclusies trekken en adviseerde om uitgebreide veldexperimenten op te starten. Er werd een veldtest uitgevoerd in het windpark Altamont Pass (Californië). Daarbij werd bijvoorbeeld één wiek volledig geschilderd of werden op alle wieken bepaalde patronen aangebracht. De onderzoekers vonden geen bewijs dat de turbines met beschilderde wieken minder slachtoffers veroorzaakten. Er werden bij de behandelde turbines zelfs iets meer slachtoffers gevonden (Smallwood & Thelander, 2004). In 2006 werd in hetzelfde windpark een ander onderzoek opgestart, waarbij één wiek zwart werd geschilderd. Het experiment had echter heel wat methodologische problemen en duidelijke resultaten zijn voorlopig uitgebleven. Verder onderzoek is aangeraden (Smallwood, 2008; Strickland *et al.*, 2011).

Bij vleermuizen werd ontwijkgedrag vastgesteld in de directe nabijheid van radar (Nicholls & Racey 2007, 2009). Enkele onderzoekers suggereren daarom dat het uitzenden van bepaalde elektromagnetische straling de vleermuizen (en vogels) misschien op afstand kan houden (Kreithen, 1996; Johnson *et al.*, 2007; Nicolls & Racey, 2007). Over mogelijke niet-thermische effecten van relatief zwakke straling op lange-termijn bestaat nog een grote onzekerheid en wetenschappelijk debat. Dergelijke effecten zijn bijvoorbeeld de onrechtstreekse effecten op de celwerking en allerlei andere biologische effecten die misschien kunnen leiden tot een gezondheidseffect (Hyland, 2000; Goodman & Blank, 2002; Belyaev, 2005; ICEMS, 2006; Everaert & Bauwens, 2007; Hoge Gezondheidsraad, 2008; Panagopoulos & Margaritis, 2008; Balmori, 2009; SCENIHR, 2009; Khurana *et al.*, 2010; Cucurachi *et al.*, 2013; Engels *et al.*, 2014). Deze eventuele maatregel is bovendien nog onvoldoende op zijn doeltreffendheid onderzocht en kan daarom niet worden gebruikt als effectieve milderende maatregel.

Ook het gebruik van ultrasone geluiden om vleermuizen af te schrikken, is niet aanbevolen omdat de effectiviteit ervan nog niet is bewezen (Rodrigues *et al.*, 2014).

Het extra verlichten van de windturbines wordt ten sterkste afgeraden. Bij slecht zicht kunnen veel vogels aangetrokken worden door verlichte objecten, met een hoog aanvaringsrisico tot gevolg (Johnson *et al.*, 2007). De lichtbebakening die om veiligheidsredenen soms verplicht is op windturbines, veroorzaakt hierdoor mogelijk meer aanvaringslachtoffers.

### **Inrichting van de omgeving**

Het landschap in de directe nabijheid van windturbines heeft invloed op de aanwezigheid van vogels en vleermuizen. Via inrichting of wijziging van het grondgebruik kan deze zone meer of minder aantrekkelijk worden voor de dieren (Marques *et al.*, 2014). Roofvogels gebruiken bijvoorbeeld vaak palen, draden en constructies zoals hoogspanningslijnen als uitkijkpunt. Minder van dergelijke elementen rond een windpark kunnen de aanvaringskans voor roofvogels beperken. Het plaatsen van windturbines in of aan de rand van grote boscomplexen kan problematisch zijn voor vleermuizen (zie eerder in dit rapport). Ze gebruiken de rand van bossen en andere opvallende structuren, zoals dijken en houtwallen, als foerageergebied. Het vrijmaken van grote stroken bos voor de plaatsing van windturbines in bosgebied zal ook dergelijke risicozones doen ontstaan (Rodrigues *et al.*, 2014). Het sterker geleiden van vleermuizen langs kleine landschapselementen op voldoende grote afstand van windturbines, kan mogelijk een milderend effect hebben.

#### **4.10.3 Compenserende maatregelen**

Compenserende maatregelen kunnen buiten het projectgebied uitgevoerd worden (Europese Commissie, 2000b). Een voorbeeld is natuurontwikkeling in andere gebieden, als compensatie voor verstoring van vogels in het gebied met de turbines. Een reeds toegepast voorbeeld hiervan is de compensatie van natuurwaarden in weide- en akkervogelgebied.

## 5 MONITORING VAN DE EFFECTEN

Het al dan niet uitvoeren van monitoring kan per locatie bepaald worden door een deskundige, projectontwikkelaar en/of door beleidsbeslissingen. De mogelijkheid van een monitoringplan met afspraken rond het nemen of aanpassen van milderende maatregelen (zie deel 4.10.2) kan ook op projectniveau per geval onderzocht worden (Winkelman et al., 2008; Antea Belgium, 2012; Larmuseau & Beke, 2015).

### 5.1 Doelstellingen

Monitoring maakt een vergelijking mogelijk van de situatie voor- en na plaatsing van windturbines. Het algemeen doel is om de effecten door mortaliteit (aanvaringsslachtoffers), het risico op mortaliteit en/of de verstoring op te volgen en te evalueren na plaatsing van de windturbines. Op projectniveau kunnen meer specifieke doelstellingen worden geformuleerd.

### 5.2 Methodes

De methode van monitoring zal afhangen van de vraagstelling van het onderzoek en is doorgaans locatiegebonden. De specifieke methode voor een project, kan dus vastgelegd worden door een deskundige. Hieronder beschrijven we de mogelijke onderzoeksonderwerpen en enkele basisprincipes, alsook enkele referenties met gedetailleerde aanbevelingen.

#### 5.2.1 Mortaliteit

Na de bouw van de windturbines worden aanvaringsslachtoffers gezocht. Het aandeel van de aanvaringsslachtoffers dat gevonden wordt, hangt af van de beschikbare zoekoppervlakte, de zoekefficiëntie en van de aanwezigheid van predatoren. Om het werkelijke aantal aanvaringsslachtoffers te schatten, worden dan ook correctiefactoren toegepast op de gevonden slachtoffers (zie o.m. in Everaert (2014a)). Hierdoor ontstaat altijd een bepaalde onzekerheid over het werkelijk aantal slachtoffers omdat die correctiefactoren soms een grote variatie kunnen veroorzaken in het resultaat. De inzet van een getrainde hond doet de zoekefficiëntie voor kleine vogels en vleermuizen sterk toenemen (Mathews *et al.*, 2013) waardoor de correctiefactor voor zoekefficiëntie dus een kleinere invloed zal hebben op de schatting van het werkelijk aantal slachtoffers. De inzet van een hond blijft echter optioneel.

Indien mogelijk zal het effect van de mortaliteit op de populatie beoordeeld worden. Bij een kwantitatieve beoordeling kunnen hiervoor gegevens verzameld worden over de aanwezige lokale populatie (bv. vogels) of activiteit/aanwezigheid per tijdseenheid (bv. vogels en vleermuizen). Voor deze beoordeling kunnen de principes zoals weergegeven in deel 4.9 toegepast worden.

#### 5.2.2 Risico op mortaliteit

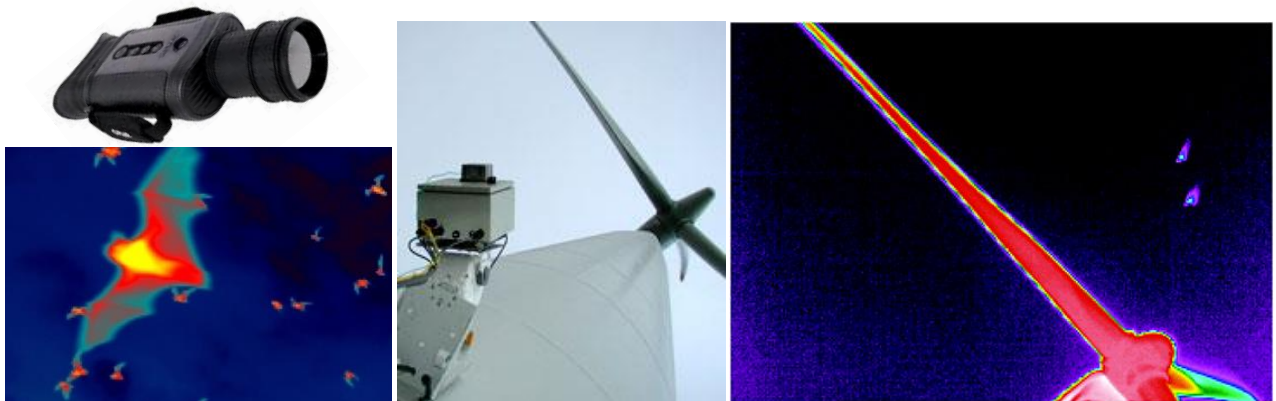
Ook na de bouw van de windturbines kan het risico op mortaliteit ingeschat worden zonder onder de turbines te zoeken naar slachtoffers. Hiervoor worden dan metingen verricht van overvliegende vogels of vleermuizen. In sommige gevallen zal het zoeken naar slachtoffers immers moeilijk of onmogelijk zijn omdat het beschikbaar zoekoppervlak onder de turbines te beperkt is. Voor vleermuizen is het ook gekend dat een belangrijk aandeel slachtoffers kan veroorzaakt worden door grote luchtdrukwisselingen rond de turbinewieken, waardoor sommige slachtoffers soms pas na honderden meters op de grond vallen en quasi niet kunnen gevonden worden (zie deel 4.8.3.1). Er kan best op projectniveau door een deskundige bepaald worden of het in vergelijking met zoeken naar slachtoffers nuttiger is om metingen te verrichten van overvliegende vogels en/of vleermuizen, of een combinatie van beide types onderzoek.

Bij het inschatten van het risico op mortaliteit na plaatsing van de windturbines kunnen de voorgestelde protocollen in deel 4.5 (bijkomende metingen, in kader van een risicoanalyse nog voor de bouw van windturbines) dienen als basis voor de opmaak van een monitoringplan. Voor vleermuizen is het dan aangewezen om ook een automatische bat-detector in de gondel van de turbine te plaatsen (Figuur 6).



Figuur 6 Voorbeeld van een automatische bat-detector in een windturbine.

Om het gedrag en aanvaringskans van nachttactieve vogels en vleermuizen rond windturbines te onderzoeken, kan ook gebruik gemaakt worden van infrarood warmtebeeldcamera's, zowel manueel als automatisch als een vogel of vleermuis de turbine passeert (Figuur 7), of eventueel met radar. Met een restlichtversterker-nachtkijker kan ook gewerkt worden maar de zichtbaarheid daarbij is vaak beperkter en meer afhankelijk van restlicht en weersomstandigheden. Eventueel kan in de toekomst ook onderzocht worden of op de grond vallende aanvaringslachtoffers ook kunnen gedetecteerd worden met camera's.



Figuur 7 Manueel en automatisch visuele metingen van vogels en vleermuizen met infrarood warmtebeeldkijker.

### 5.2.3 Verstoring

Om verstoring in te schatten, moet de situatie voor en na het plaatsen van de windturbines onderzocht worden. Uitgebreide wetenschappelijke monitoring in windparken heeft voor het aspect verstoring bij voorkeur een 'Before-After-Control-Impact' methode waarbij men zowel de situatie vóór als deze na plaatsing van de windturbines onderzoekt, inclusief een controlegebied buiten het projectgebied (Scottish Natural Heritage, 2009).

Bij onderzoek naar verstoring zal men de aanwezige populatie (bv. vogels) of activiteit/aanwezigheid per tijdseenheid (bv. vogels en vleermuizen) inventariseren, gericht op het verschil met de situatie voordat de turbines aanwezig waren en/of met een referentiegebied. Bij dergelijke metingen kunnen de voorgestelde protocollen in deel 4.5 (bijkomende metingen, in kader van een risicoanalyse nog voor de bouw van windturbines) dienen als basis voor de opmaak van een monitoringplan.

#### 5.2.4 Periode van monitoring

Voor het onderzoek naar verstoring is er bij voorkeur minstens één jaar vooronderzoek in combinatie met historische gegevens (referentiesituatie zonder turbines).

Monitoring na plaatsing van de windturbines, wordt bij voorkeur minstens gedurende 3 jaar uitgevoerd. Als controle kan bijkomend ook in enkele latere jaren gemonitord worden, bijvoorbeeld in totaal in de jaren 1, 2, 3, 6 en 9 (Scottish Natural Heritage, 2009; Gove *et al.*, 2013). Sommige effecten worden immers pas na meerdere jaren zichtbaar omwille van toeval en gewone variaties in de tijd. Ook kan het nodig zijn om bij geplande ontwikkelingen waarbij het aantal vogels of vleermuizen significant kan wijzigen (b.v. nieuwe natuurgebieden binnen het studiegebied) vooral de situatie na deze ontwikkelingen te onderzoeken met bijvoorbeeld metingen in jaar 3, 4, 5, 8 en 11.

Gedetailleerde informatie over de methodologie voor de monitoring van vogels:

- Scottish Natural Heritage (SNH) guidance documents on siting and assessment.  
<http://www.snh.gov.uk/planning-and-development/renewable-energy/onshore-wind/>
- Gove *et al.* (2013)  
<https://wcd.coe.int/ViewDoc.jsp?id=2064209&Site=COE>

Gedetailleerde informatie over de methodologie voor de monitoring van vleermuizen:

- Boonman *et al.* (2013)  
<https://www.rvo.nl/sites/default/files/2014/02/Protocollen%20vleermuisonderzoek%20bij%20windturbines.pdf>
- Rodrigues *et al.* (2014)  
[http://www.eurobats.org/sites/default/files/documents/publications/publication\\_series/pubseries\\_no6\\_english.pdf](http://www.eurobats.org/sites/default/files/documents/publications/publication_series/pubseries_no6_english.pdf)

## 6 KENNISLEEMTES EN AANBEVELINGEN

Er zijn nog veel kennisleemtes waardoor een effectbeschrijving en –beoordeling altijd bepaalde onzekerheden zal inhouden. Om dit in de toekomst te verbeteren, is verder wetenschappelijk onderzoek aangeraden. Dergelijk onderzoek kan zich best focussen op volgende onderwerpen.

### Gegevens voor opname in risicoatlassen

- De waarde van een risicoatlas hangt af van de informatie die men ervoor kan gebruiken. De huidig gebruikte informatie is niet gebiedsdekkend voor heel Vlaanderen. Gestandaardiseerd verzamelde informatie over lokale en seizoenale trekroutes in Vlaanderen kan de waarde van een risicoatlas ook sterk doen toenemen.
- Een dynamische risicoatlas met automatische regelmatige updates gekoppeld aan (online) databanken, kan de waarde en het gebruiksgemak sterk doen toenemen.

### Informatie voor de effectbeschrijving

- Verstoringsafstanden: het uitwerken van een methodologie om de gemiddelde en maximale verstoringsafstanden in de leefgebieden van vogels te bepalen. Deze data zijn nodig om een verstoringsmodel te kunnen voeden.
- Uitwijkpercentages: het bepalen van uitwijkpercentages voor een deel of het volledige windpark tijdens de lokale vliegbewegingen en seizoenstrek van vogels en vleermuizen bij verschillende omgevingsfactoren. Deze data zijn o.m. nodig bij gebruik van aanvaringskansmodellen.
- Aanvaringskansen: het bepalen van de gemiddelde en maximale aanvaringskansen van vogels en vleermuizen bij verschillende omgevingsfactoren. Deze data zijn nodig bij gebruik van aanvaringskansmodellen.

### Informatie voor de effectbeoordeling

- Het bepalen van populatiekenmerken en duurzame populatiegroottes in Vlaanderen, waarbij rekening wordt gehouden met het belang van Vlaanderen voor elke soort.
- Het bepalen van actuele populaties en trends in Vlaanderen en een eventuele strategie om tot duurzame populaties te komen (incl. de koppeling met instandhoudingsdoelstellingen, soortbeschermingsplannen enz).
- Bepalen welke antropogene effecten toelaatbaar zijn zonder de duurzaamheid van de populaties in het gedrang te brengen, op basis van nog op te maken populatiemodellen specifiek voor Vlaanderen.
- Het bepalen van het cumulatief effect van de bestaande windturbines in Vlaanderen.
- Het bepalen van het gemiddeld toelaatbaar effect per geïnstalleerde MW aan windenergie.

Op basis van populatie-gevoeligheidsindexen werkt men in Duitsland momenteel aan algemene criteria voor de beoordeling van de sterfte van wilde dieren (Dierschke & Bernotat, 2012). Het model voor rode wouw in Duitsland (Bellebaum *et al.*, 2013) is een voorbeeld dat in Vlaanderen toepasbaar kan gemaakt worden voor bepaalde gevoelige soorten.

Via een uitgebreid monitoringsprogramma kan wetenschappelijk onderzocht worden wat de werkelijke effecten zijn in Vlaanderen tegenover de voorspelde effecten.



## **7 BIJLAGEN**

## 7.1 Risicoatlassen

De meest recente versie van beide risicoatlassen is online raadpleegbaar als geoloket via de INBO website (<http://www.inbo.be/nl/effecten-van-windturbines-op-fauna-vlaanderen>). Op vraag kunnen ook de ArcGIS bestanden ter beschikking worden gesteld.

### 7.1.1 Vlaamse risicoatlas vogels-windturbines

#### 7.1.1.1 Materiaal en methode

De 'Vlaamse risicoatlas vogels-windturbines' bevat deelkaarten en een synthesekaart. Het zijn polygonen-kaarten die afgebakende gebieden weergeven. Voor de afbakening hebben we ons gebaseerd op gegevens van inventarisatieprojecten en andere relevante informatie over vogels. Volgende deelkaarten maken deel uit van de atlas:

- pleister- en rustgebieden van watervogels en steltlopers (niet-broedvogels)
- slaapplaatsen (niet-broedvogels)
- broedkolonies (broedvogels)
- weidevogelgebieden (broedvogels)
- akkervogelgebieden (broedvogels)
- bijzondere broedvogel gebieden (broedvogels)
- voedseltrek (niet-broedvogels)
- slaaptrek (niet-broedvogels)
- seizoenstrek (niet-broedvogels)

De deelkaarten tonen diverse types gebieden, bufferzones rond die gebieden en trekzones waarin bepaalde soorten of soortgroepen aanwezig zijn. In deel 3 is hierover algemene ecologische informatie weergegeven. Aan elke polygoon is een risicoklasse toegekend die aangeeft in welke mate eventuele impact door windturbines te verwachten is.

De synthesekaart combineert alle deelkaarten. De risicoklasse van de polygonen in de synthesekaart is telkens de hoogste score uit de onderliggende deelkaarten.

#### Beperkingen

Bij het gebruik van de risicoatlas vogels-windturbines is voorzichtigheid geboden. De deelkaarten zijn gemaakt aan de hand van de op dat moment beschikbare gegevens. Die zijn niet voor alle aspecten gebiedsdekkend voor Vlaanderen aanwezig. Mogelijk zijn ze ook onvoldoende volledig om de effecten goed te kunnen inschatten. De lokale situatie kan bovendien wijzigen in de tijd. Zo kunnen trekroutes zich verleggen of kunnen er vogelconcentratiegebieden bijkomen of verdwijnen. Bovendien beschikt het INBO niet over alle lokale en recente gegevens.

Voor bepaalde deelkaarten (bv. pleister- en rustgebieden) zijn de gegevens verzameld volgens een vast protocol. Andere deelkaarten, zoals die van voedseltrek, slaaptrek en seizoenstrek, zijn gebaseerd op (losse) informatie van lokale ornithologen, gericht veldwerk enz., waarvoor niet steeds een vast protocol gevolgd werd. De risicoatlas is daardoor enkel een startpunt voor de effectbeschrijving en -beoordeling van geplande windturbines.

In de risicoatlas update van 2015 werden niet voor alle deelkaarten recente gegevens gebruikt. Meestal volstonden de oudere gegevens (versie 2011) om het potentieel risico aan te geven. Voor een risicoanalyse op projectniveau is het wel aangewezen recente gegevens te gebruiken.

#### 7.1.1.2 Beschrijving van de risicoklassen

Om het risico van geplande windturbines op vogels eenvoudig weer te geven, zijn vier risicoklassen gemaakt (Tabel 10). De indeling steunt op een 'best professional judgement' beoordeling, rekening houdend met de mogelijke effecten die zijn beschreven in de literatuur. Om per deelkaart zoveel mogelijk gebruikte informatie weer te geven, werd gekozen om bij de gebieden en trekroutes, naast de risicoklassen, bijkomende classificatie/criteria weer te geven. Deze informatie kan nuttig zijn in de uiteindelijke keuze van zoekzones voor windturbines en in de impactanalyse. Essentieel om weten is dat de criteria niet steeds voor alle soorten zijn toegepast (zie verdere uitleg per deelkaart).

Tabel 10 Beschrijving van de risicoklassen. Criteria voor indeling belangrijkheid, zie verder in deel 7.1.1.2 en 7.1.1.3.

Risicoklasse	Beknopte beschrijving
0 onvoldoende informatie	- Locaties die niet geïnclassificeerd zijn onder klasse 1-3.
1 mogelijk risico	- 1000 m bufferzones rond belangrijke gebieden. - Ruime bufferzones rond zeer belangrijke pleister- en rustgebieden en slaappleatsen (5000 m) en broedkolonies (4000 m), waar mogelijks lokale trek kan voorkomen.
2 risico	- Belangrijke gebieden. - Belangrijke lokale trekroutes en seizoenstrek.
3 groot risico	- Zeer belangrijke gebieden. - Zeer belangrijke lokale trekroutes en seizoenstrek.

### **Risicoklasse 0: onvoldoende informatie**

Voor de gebieden in deze klasse is onvoldoende informatie beschikbaar om de impact van windturbines hier te kunnen inschatten (zie 'beperkingen' in deel 7.1.1.1). In veel gevallen zullen de effecten hier toch relatief beperkt blijven.

### **Risicoklasse 1: mogelijk risico**

Negatieve effecten van windturbines op vogels kunnen in bepaalde gevallen nog tot op relatief grote afstand van de turbines optreden. Daarnaast kunnen rond belangrijke vogelgebieden lokale (vaak dagelijkse) vliegbewegingen voorkomen. We noemen dit 'bufferzones'. Verdere details zijn terug te vinden per deelkaart.

#### **1000 m bufferzone rond alle risicoklasse 2 en - 3 gebieden**

In enkele studies vond men voor sommige vogels zowel binnen als buiten de broedperiode verstoring tot ongeveer 850 m rond windturbines (Hötker *et al.*, 2006, Hötker, 2006, LAG-VSW, 2007, Everaert, 2008e, Winkelman *et al.*, 2008, Pearce-Higgins *et al.*, 2009). LAG-VSW (2007), Aarts & Bruinzeel (2009) en Piela (2010) adviseren voor verstoring rond belangrijke vogelgebieden vanuit het voorzorgsbeginsel een bufferzone van 1000 tot 1200 m.

In de Vlaamse risicoatlas vogels-windturbines is een 1000 m bufferzone rond alle belangrijke vogelgebieden toegepast. Dergelijke bufferzone is niet alleen afgebakend omwille van verstoring, maar ook omdat er boven en rond deze vogelgebieden vaak veel vliegbewegingen zijn. Op basis van literatuurgegevens geeft Winkelman *et al.* (2008) de aanbeveling om minimaal 500 m te vrijwaren rond belangrijke gebieden voor ganzen en minimaal 400 m rond belangrijke gebieden voor watervogels en steltlopers. Voor bepaalde soorten en omstandigheden zal een kleinere bufferzone aanvaardbaar zijn of zal een grotere buffer aangewezen zijn. Een maximum verstoringsafstand van 300 m tot windturbines was een breed geaccepteerd getal voor de meeste broedvogelsoorten (vooral zangvogels), maar op bepaalde locaties met grote, moderne turbines (> 1 MW) werden ondertussen voor sommige soorten ook grotere verstoringsafstanden gevonden. Eventuele verdere studie (zie deel 4.8) zal moeten uitmaken welke buffer effectief aangeraden is op een specifieke locatie.

#### **5000 m bufferzone rond pleister- en rustgebieden en slaappleatsen met risicoklasse 3, en 4000 m bufferzone rond broedkolonies met risicoklasse 3**

Uit lokale gegevens van voedseltrek van vogels in Vlaanderen weten we dat er vanuit bepaalde zeer belangrijke vogelgebieden (criteria, zie verder per deelkaart) regelmatige vliegbewegingen zijn naar gebieden die niet in de risicoatlas zijn weergegeven. Dat kunnen andere vogelgebieden zijn, maar ook voedselgronden in bijvoorbeeld landbouwzones. Dergelijke trek is vaak erg geconcentreerd in een bepaalde zone en jarenlang ongeveer hetzelfde. Deze vliegbewegingen gaan vaak tot 5000 m of meer. Ook rond grote slaappleatsen van bijvoorbeeld meeuwen kunnen er tot een afstand van 5000 m of meer, massale bewegingen plaatsvinden, met de hoogste concentraties dicht bij de slaappleatsen. De slaaptrek kan erg geconcentreerd verlopen

langs landschappelijke structuren zoals waterlopen, bosranden, bomenrijen enz. Situaties met dergelijke regelmatige vliegbewegingen tussen pleister- en rustgebieden of trek van en naar slaappleatsen, zijn bijvoorbeeld gekend in de regio tussen Lokeren en Berlare (Everaert 2008d), in en rond de Waaslandhaven op de linkerscheldeoever (Van den Balck & Durinck 2009), in het havengebied van Antwerpen op de rechterscheldeoever (Everaert, 2006; Everaert, 2008c) en in Zeebrugge (Everaert, 2008a; David *et al.*, 2010). Rond broedkolonies kan de voedseltrek ruimtelijk zowel erg geconcentreerd als gelijkmatig verspreid zijn.

De gekende lokale trek buiten de broedperiode is weergegeven in deelkaarten 'Voedseltrek' en 'Slaaptrek' maar vaak is deze trek niet bekend of onvoldoende in detail beschreven. LAG-VSW (2007) adviseert een bufferzone van 4000 m rond zeer belangrijke broedkolonies. Piela (2010) raadt een 5000 m bufferzone aan rond zeer belangrijke slaappleatsen.

## **Risicoklasse 2: risico**

In belangrijke gebieden zijn regelmatig lokaal belangrijke aantallen pleisterende, rustende of broedende vogels aanwezig. Dit omvat de 'lokale populatie' van vogels in een cluster die doorgaans uit meerdere deelgebieden bestaat waartussen regelmatig vliegbewegingen zijn. Er kan hierbij een onderscheid gemaakt worden op basis van mogelijke effecten op overwinterende, broedende of doortrekkende vogels (zie ook deel 4.7 en 4.8). Voor een 'belangrijk gebied' is een criterium gebruikt van '100-1000 vogels' voor niet-broedvogels (pleister- en rustgebieden, slaappleatsen) en '10-100 broedparen' voor broedkolonies. Voor de weide- en akkervogelgebieden werd in kader van de afbakening van potentiële beheergebieden een meer uitgebreide methode gebruikt om de beste gebieden te selecteren.

Belangrijke lokale trekroutes zijn zones waarbij dagelijks naar schatting 100 tot maximaal 2000 vogels overvliegen tijdens voedseltrek en/of 's avonds 100 tot maximaal 2000 vogels tijdens slaaptrek (zie verder). Belangrijke zones met seizoenstrek zijn deze waarbij in vergelijking met een gemiddelde situatie in Vlaanderen meer kans bestaat op hogere aantallen. Verdere details zijn terug te vinden per deelkaart.

## **Risicoklasse 3: groot risico**

In zeer belangrijke gebieden zijn regelmatig gewestelijk (= regionaal) tot internationaal belangrijke aantallen pleisterende, rustende of broedende vogels aanwezig. Voor slaappleatsen en de pleister- en rustgebieden van watervogels en steltlopers, gebruiken we hiervoor een criterium van minstens 1000 vogels of minstens 2%\* van de Vlaamse winterpopulatie. Voor broedkolonies is het criterium minstens 100 broedparen of minstens 2%\* van de Vlaamse broedpopulatie. Per gebied wordt in de risicoatlas ter info nog bijkomende informatie gegeven:

voor de rustgebieden, pleister- en slaappleatsen:

- 1000 tot 10000 vogels
- > 10000 vogels
- Aanwezigheid van minimaal 2%\* en 15%\* van Vlaamse winterpopulatie van een soort
- Aanwezigheid van Natura 2000 soorten (Bijlage I van de Vogelrichtlijn)
- Aanwezigheid van min. 1%\* van de totale biogeografische (NW-Europese) populatie

voor de broedkolonies:

- Aantal broedparen (100 tot 1000 of >1000 broedparen)
- Aanwezigheid van min. 2%\* en 15%\* van de Vlaamse broedpopulatie van een soort
- Aanwezigheid van Natura 2000-soorten (Bijlage I van de Vogelrichtlijn)
- Aanwezigheid van soorten met een status 'met uitsterven bedreigd', 'bedreigd', 'kwetsbaar' en 'zeldzaam' (Rode Lijst van broedvogels in Vlaanderen)
- Aanwezigheid van min. 1%\* van de totale biogeografische (NW-Europese) populatie.

---

\* Minimum 2% en 15% van een Vlaamse populatie werd ook bij de opmaak van gewestelijke instandhoudingsdoelstellingen (Paelinckx *et al.*, 2009) als criterium gebruikt voor het bepalen van het relatief belang van speciale beschermingszones voor de instandhouding van soorten in Vlaanderen, respectievelijk 'zeer belangrijk gebied (2%)' en 'essentieel gebied (15%)'. Een gebied wordt als internationaal belangrijk beschouwd indien er regelmatig minstens 1% van de individuen van een totale geografische populatie van een of meerdere soorten aanwezig zijn (het zogenaamde 1%-criterium). Meer gedetailleerde informatie hierover is beschreven in Heath & Evans (2000).

Omwille van de meestal relatief kleine aantallen, is voor de 'bijzondere broedvogel gebieden' (zie 4.3.1.3) enkel het criterium 'minstens 2% van de Vlaamse broedpopulatie' gebruikt, met bijkomende informatie over de aanwezigheid van Natura 2000-soorten en Rode-Lijstsoorten. Voor de weide- en akkervogelgebieden werd in kader van de afbakening van potentiële beheergebieden een meer uitgebreide methode gebruikt om de beste gebieden te selecteren.

Zeer belangrijke lokale trekzones zijn zones waarbij dagelijks naar schatting meer dan 2000 vogels overvliegen tijdens voedsel- en/of slaaptrek (zie verder). Dergelijke aantallen zijn voor de meeste in de deelkaarten behandelde soorten vaak gewestelijk tot internationaal belangrijk. Zeer belangrijke seizoenstrekzones zijn zones waar de hoogste aantallen te verwachten zijn en vaak ook sterk gestuwd. Verdere details zijn terug te vinden per deelkaart en in de bijlagen.

### 7.1.1.3 Deelkaarten

#### 7.1.1.3.1 Deelkaart 'pleister- en rustgebieden van watervogels en steltlopers'

De afbakening van gebieden gebeurde grotendeels aan de hand van de gegevens die gestandaardiseerd werden verzameld in het kader van de watervogeltellingen (INBO databank, zie ook [www.inbo.be](http://www.inbo.be)). Voor enkele pleistergebieden werd de informatie aangevuld met gegevens van lokale tellingen en losse gegevens (o.a. [www.waarnemingen.be](http://www.waarnemingen.be)) van vooral steltlopers. Op basis van een ruwe inschatting van de volledigheid van de gegevens in vergelijking met de geschatte werkelijke situatie, kunnen we stellen dat de gegevens vrij volledig zijn in alle provincies.

#### Criteria voor afbakening en indeling van de pleister- en rustgebieden

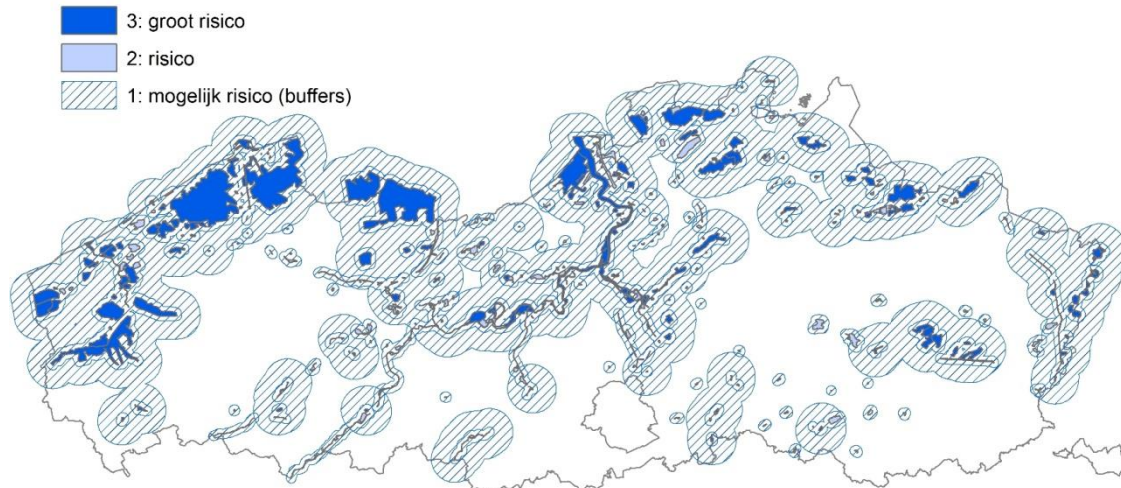
Enkel tellingen tijdens het winterhalfjaar werden gebruikt. De weerhouden soorten horen bij de groep van watervogels (incl. steltlopers). Exoten (bv. Canadese gans), meeuwen, hoenders en rallen werden niet meegerekend. Dankzij de beschikbare maandelijkse wintertellingen is in de risicoatlas in eerste instantie gebruik gemaakt van het gemiddelde van de wintermaxima voor de periode 2000/2001-2009/2010, voor enkele vooral nieuwe gebieden aangevuld met losse waarnemingen en gegevens van lokale natuurstudiewerkgroepen (Tabel 11, Figuur 8).

Voor de update van 2015 hebben we geen recente databank gegevens gebruikt om de cijfergegevens van de gebieden in de risicoatlas aan te passen. Er werden wel enkele correcties uitgevoerd aan de perimeters van sommige (nieuwe) gebieden inclusief toevoegingen en schrappingen met recente losse waarnemingen en gegevens van lokale natuurstudiewerkgroepen. Dit geeft nog steeds een goed actueel beeld van de waarde van een gebied.

Tabel 11 Criteria voor afbakening en indeling van pleister- en rustgebieden van watervogels en steltlopers. \* zie onder

Waarde	Criteria op basis van gemiddelde van wintermaximum-aantallen	Risicoklasse
<b>Gebieden</b>		
Belangrijk	Regelmatig* 100-1000 vogels.	2
Zeer belangrijk	Regelmatig* minimaal 1000 vogels, of regelmatig* 2% van Vlaamse winterpopulatie van een soort uit de lijst van respectievelijk de 20 en 10 meest voorkomende soorten (bijlage 7.2).  Bijkomende info in de risicoatlas: - regelmatig* 1000 tot 10000 vogels - regelmatig* meer dan 10000 vogels - regelmatig* 1% van de NW-Europese populatie van een soort - regelmatig* 15% van Vlaamse winterpopulatie van een soort uit de lijst van resp. 20 en 10 meest voorkomende soorten - aanwezigheid van een Natura 2000-soort bij bovenstaande criteria.	3
<b>Bufferzones rond gebieden</b>		
	- 1000 m bufferzone rond alle gebieden. - 5000 m bufferzone rond zeer belangrijke gebieden.	1

\* De betekenis van 'regelmatig' in tabel 11 heeft - daar waar gekend - betrekking op het gemiddelde van de getelde wintermaxima in de pleister- en rustgebieden (watervogeltellingen, ganzentellingen) in de periode 2000/2001 tot 2009/2010. Regelmatig 2 en 15% van Vlaamse populatie, wil zeggen dat de soort in minstens 50% van de winterperiodes (tussen 2000/2001 en 2009/2010) of in zowel 2008/2009 en 2009/2010 werd vastgesteld. Regelmatig 1% van biogeografische populatie voor een soort, wil zeggen dat minstens in 50% van de winterperiodes de norm werd gehaald. Een lijst met de 1% norm van de biogeografische populatie van een soort en met de 2% en 15% norm van de Vlaamse winterpopulatie van de 20 meest voorkomende watervogels en 10 meest voorkomende steltlopers, zit in bijlage 7.2.



Figuur 8 Risicobepaling van de belangrijke en zeer belangrijke gekende pleister- en rustgebieden van watervogels en steltlopers inclusief 1000 m en 5000 m bufferzones.

### 7.1.1.3.2 Deelkaart 'slaapplaatsen'

De afbakening van de slaapplaatsen gebeurde grotendeels op basis van gegevens uit de jaarlijkse slaapplaattellingen van meeuwen, aalscholvers en recent ook wulp, aangevuld met gegevens van lokale inventarisaties en losse tellingen (o.a. [www.waarnemingen.be](http://www.waarnemingen.be)). Deze slaapplaattellingen vinden doorgaans een tot twee keer plaats tijdens de winter. Sommige slaapplaatsen zijn echter niet elke winter geteld. Op basis van een ruwe inschatting van de volledigheid van de gegevens in vergelijking met de geschatte werkelijke situatie, kunnen we stellen dat de gegevens vrij volledig zijn in Oost-Vlaanderen, West-Vlaanderen en Antwerpen en matig volledig in Limburg en Vlaams-Brabant.

#### Criteria voor afbakening en indeling van de slaapplaatsen

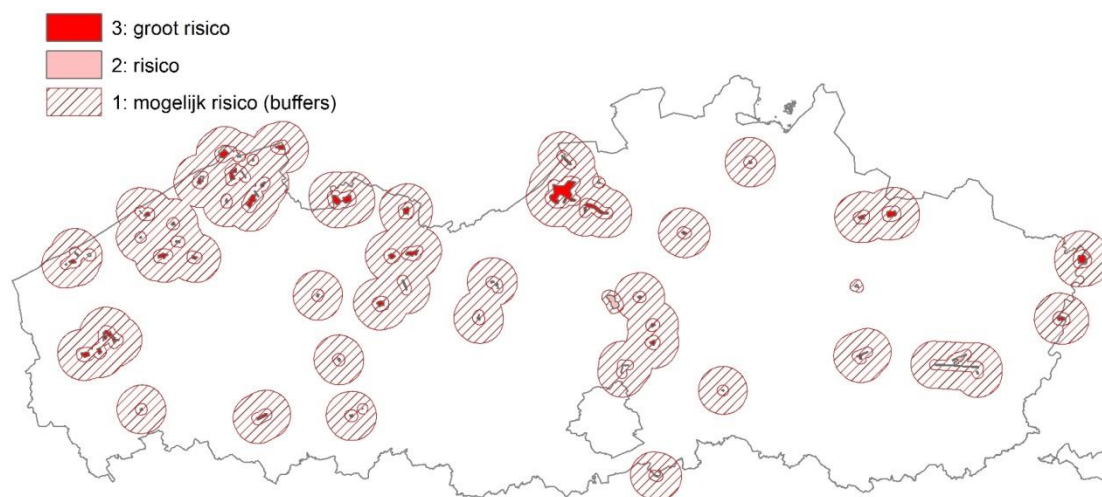
Enkel tellingen tijdens het winterhalfjaar werden gebruikt. De weerhouden soorten en soortgroepen zijn meeuwen, aalscholvers, zwanen, ganzen en wulp. Enkel de tellingen van meeuwen, aalscholvers en wulp zijn georganiseerd op niveau Vlaanderen. In de risicoatlas gebruikten we het vastgestelde maximumaantal in de periode 2000-2010, voor enkele vooral nieuwe gebieden aangevuld met losse waarnemingen en gegevens van lokale natuurstudiewerkgroepen (Tabel 12, Figuur 9).

Voor de update van 2015 gebruikten we geen recente gegevens om de cijfergegevens van de gebieden in de risicoatlas aan te passen. Er werden wel enkele correcties uitgevoerd aan de perimeters van sommige (nieuwe) gebieden inclusief toevoegingen en schrappingen met recente losse waarnemingen en gegevens van lokale natuurstudie-werkgroepen. Dit geeft nog steeds een goed actueel beeld van de waarde van een gebied.

Tabel 12 Criteria voor afbakening en indeling van slaapplaatsen.

Waarde	Criteria op basis van maximumaantallen	Risicoklasse
<b>Gebieden</b>		
Belangrijk	100-1000 vogels	2
Zeer belangrijk	minimaal 1000 vogels, of 2% (> 10 ex.) van de Vlaamse maximale winterpopulatie (op de slaapplaatsen) van een soort.  Bijkomende info in de risicoatlas: - 1000 tot 10000 vogels - meer dan 10000 vogels - 1% van de NW-Europese populatie van een soort - 15% (> 10 ex.) van de Vlaamse maximale winterpopulatie van een soort - aanwezigheid van een Natura 2000-soort bij bovenstaande criteria.	3
<b>Bufferzones rond gebieden</b>		
	- 1000 m bufferzone rond alle gebieden. - 5000 m bufferzone rond zeer belangrijke gebieden.	1

De procentuele berekening per soort (Tabel 12) heeft – daar waar gekend – betrekking op het maximum van de wintertellingen en -gegevens in de periode 2000/2001 tot 2009/2010 van slaapplaatstellingen in Vlaanderen. Indien voor een soort geen gewestdekkende slaapplaatstellingen voorhanden waren, werd het maximum slapende vogels tijdens de watervogeltellingen in de periode 2000/2001 tot 2009/2010 in de pleister- en rustgebieden gebruikt. Een lijst van opgenomen soorten, van de 1% norm van de biogeografische populatie van een soort en van de 2% en 15% norm van de Vlaamse winterpopulatie (op de slaapplaatsen) is terug te vinden in bijlage 7.3. Soorten worden enkel mee opgenomen als de 2% en 15% norm voor die soort in Vlaanderen meer dan 10 vogels betreft.



Figuur 9 Risicobepaling van de belangrijke en zeer belangrijke gekende slaapplaatsen van vogels inclusief de 1000 m en 5000 m bufferzones.

### 7.1.1.3.3 Deelkaart 'broedkolonies'

De aanduiding van de broedkolonies gebeurde grotendeels aan de hand van gegevens uit het project Bijzondere Broedvogels Vlaanderen (INBO databank, zie ook [www.inbo.be](http://www.inbo.be)). Aanvullend gebruikten we ook gegevens uit het Broedvogelatlasproject 2000-2002 (Vermeersch *et al.*, 2004). Sommige broedkolonies zijn niet elk jaar geteld. Op basis van een ruwe inschatting van de volledigheid van de gegevens in vergelijking met de geschatte werkelijke situatie, kunnen we stellen dat de gegevens vrij volledig zijn in Oost-Vlaanderen, West-Vlaanderen en Antwerpen en matig volledig in Limburg en Vlaams-Brabant.

#### Criteria voor afbakening en indeling van de broedkolonies

Uit de gegevens van het project Bijzondere Broedvogels Vlaanderen en uit overige voor het INBO beschikbare kolonietellingen werden volgende soorten weerhouden: blauwe reiger, kleine zilverreiger, lepelaar, ooievaar, aalscholver, kokmeeuw, zwartkopmeeuw, zilvermeeuw, kleine mantelmeeuw, visdief, grote stern en dwergstern. In de risicoatlas gebruikten we het vastgestelde maximumaantal over de broedperiodes 2000-2010, voor enkele vooral nieuwe gebieden aangevuld met losse waarnemingen en gegevens van lokale natuurstudiewerkgroepen (Tabel 13, Figuur 10).

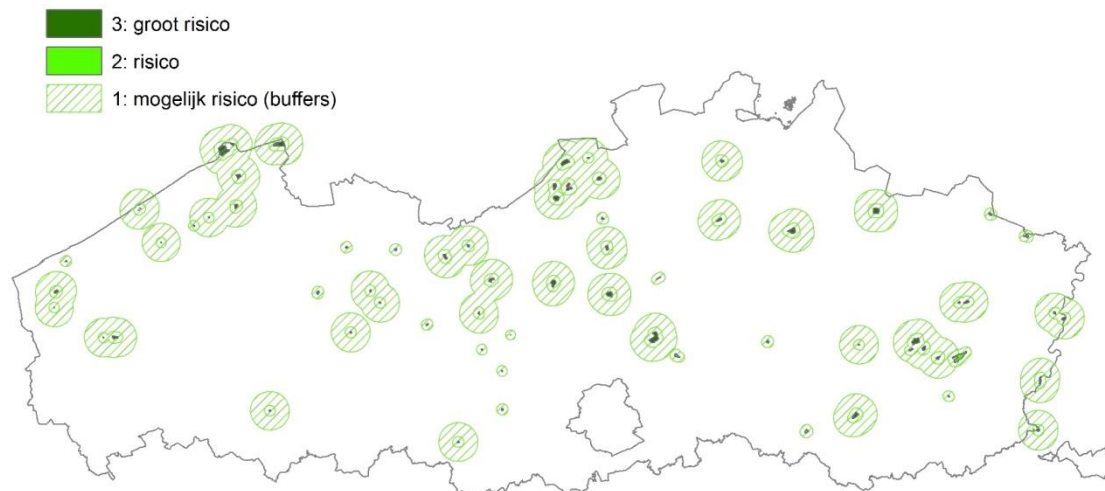
Voor de update van 2015 gebruikten we geen recente gegevens om de cijfergegevens van de gebieden in de risicoatlas aan te passen. Er werden wel enkele correcties uitgevoerd aan de perimeters van sommige (nieuwe) gebieden inclusief toevoegingen en schrappingen met recente losse waarnemingen en gegevens van lokale natuurstudie-werkgroepen. Dit geeft nog steeds een goed actueel beeld van de waarde van een gebied.

Tabel 13 Criteria voor afbakening en indeling van broedkolonies.

Waarde	Criteria op basis van het maximum aantal broedparen	Risicoklasse
<b>Gebieden</b>		
Belangrijk	10-100 broedparen	2
Zeer belangrijk	Meer dan 100 broedparen, of 2% (> 10) van de Vlaamse maximale broedpopulatie van een soort. Bijkomende info in de risicoatlas: - 100 tot 1000 broedparen - meer dan 1000 broedparen - 1% van de NW-Europese populatie van een soort - 15% (> 10) van de Vlaamse maximale broedpopulatie van een soort. - aanwezigheid van een Natura 2000-soort bij bovenstaande criteria - aanwezigheid van soorten uit de Rode-Lijstcategorieën met uitsterven bedreigd, bedreigd, kwetsbaar en zeldzaam (bij bovenstaande criteria).	3
<b>Bufferzones rond gebieden</b>		
	- 1000 m bufferzone rond alle gebieden. - 4000 m bufferzone rond zeer belangrijke gebieden.	1

De procentuele berekening per soort gebeurde op basis van het maximum van de getelde broedparen in alle gekende broedkolonies in de periode (1995-)2000 tot 2010. Voor een aantal gebieden werden ook bijkomende recentere gegevens gebruikt (losse waarnemingen, gegevens lokale werkgroepen). Een lijst van opgenomen soorten, van de 1% norm van de biogeografische populatie van een soort en van de 2% en 15% norm van de Vlaamse broedpopulatie in de kolonies, is terug te vinden in bijlage 7.4. Soorten worden enkel mee opgenomen als de 2% en 15% norm voor die soort in Vlaanderen meer dan 10 vogels betreft.





Figuur 10 Risicobepaling van de belangrijke en zeer belangrijke gekende broedkolonies van vogels inclusief de 1000 m en 4000 m bufferzones.

#### 7.1.1.3.4 Deelkaart 'weidevogelgebieden'

Om de negatieve trend in de populaties van weidevogels tegen te gaan, kunnen landbouwers beheerovereenkomsten afsluiten (zie [www.vlm.be](http://www.vlm.be)). In ruil voor maatregelen (bv. later maaien) krijgen boeren een financiële vergoeding die de verminderde opbrengsten moet compenseren. Deze beheerovereenkomsten kunnen alleen ingezet worden in gebieden met een voldoende grote waarde voor weidevogels. In 2008 maakte het INBO een kaart met de belangrijkste weidevogelgebieden in Vlaanderen (Devos *et al.*, 2008). De VLM gebruikte die kaart om gebieden af te bakenen waar beheerovereenkomsten een zinvolle bijdrage aan het behoud van weidevogels kan betekenen. In 2014 verscheen een update van de weidevogelkaarten (Feys & Vermeersch, 2014). Op basis van een ruwe inschatting van de volledigheid van de gegevens in vergelijking met de geschatte werkelijke situatie, kunnen we stellen dat de gegevens vrij volledig zijn in alle provincies.

Weidevogelgebieden kunnen ook buiten het broedseizoen aantrekkelijk zijn voor pleisterende en rustende vogels. Bijvoorbeeld Kieviten, wulpen en goudplevieren maken van deze gebieden gebruik tijdens de trek en/of om te overwinteren.

#### Criteria voor afbakening en indeling van de weidevogelgebieden

Voor deze deelkaart werd de weidevogelkaart (Feys & Vermeersch, 2014) overgenomen. Deze kaart toont de belangrijkste weidevogelgebieden op Vlaams niveau (beste 71000 ha). De broedvogelsoorten waarmee de kaart van Feys & Vermeersch (2014) werd opgemaakt (Tabel 14, Figuur 11, zie ook bijlage 7.5) zijn ingedeeld in 3 groepen:

- zeer kritische soorten: tureluur, watersnip, zomertaling, kwartelkoning en paapje.
- kritische soorten: grutto, wulp en slobeend.
- minder kritische soorten: Kievit, scholekster, graspieper, veldleeuwerik en gele kwikstaart.

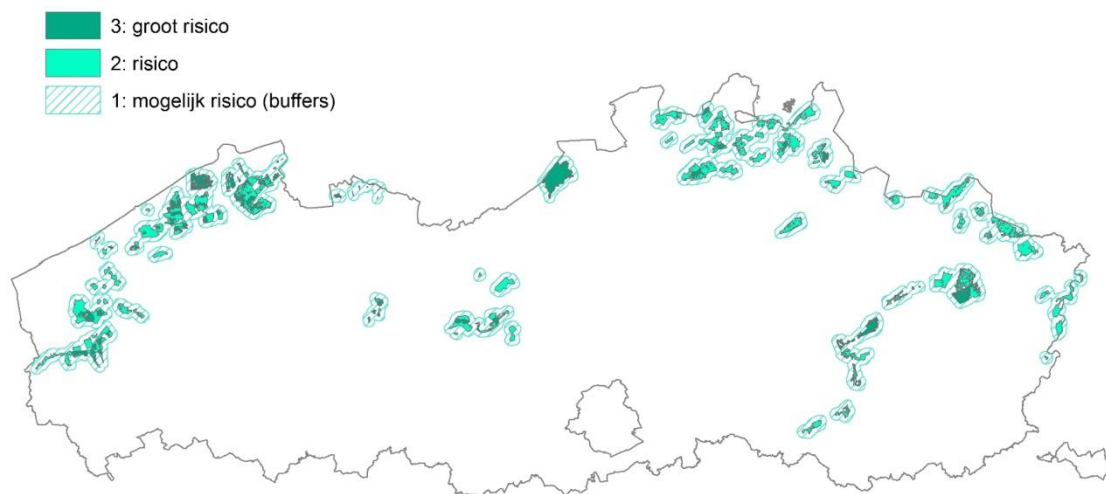
Op basis van de aanwezigheid van deze soorten, best professional judgement inzake de waardebeoordeling van de gebieden (incl. status op Rode Lijst van Vlaamse broedvogels, zie Devos *et al.*, 2004) en een ruimtelijke analyse, werden uiteindelijk de gebieden afgebakend.

De gegevens van broedvogels zijn hoofdzakelijk afkomstig uit de Vlaamse Broedvogelatlas 2000-2002 (Vermeersch *et al.*, 2004), aangevuld met gegevens van lokale inventarisaties en overige veldkennis tot 2014 (Feys & Vermeersch, 2014).

Voor de indeling in de risicoatlas, werd gekozen om de weidevogelkerngebieden als 'zeer belangrijk' te classificeren en de overige gebieden als 'belangrijk'.

Tabel 14 Criteria voor indeling van de weidevogelgebieden in de risicoatlas (zie ook Feys & Vermeersch (2014)).

Waarde	Criterium: beste gebieden	Risicoklasse
<b>Gebieden</b>		
Belangrijk	Weidevogelgebieden op basis van Feys & Vermeersch (2014) met uitzondering van bijkomend afgebakende kerngebieden (zie 'zeer belangrijk' hieronder).	2
Zeer belangrijk	Weidevogelkerngebieden op basis van Feys & Vermeersch (2014).	3
<b>Bufferzones rond gebieden</b>		
	1000 m bufferzone rond alle gebieden.	1



Figuur 11 Risicobepaling van de belangrijke en zeer belangrijke weidevogelgebieden inclusief de 1000 m bufferzones.

#### 7.1.1.3.5 Deelkaart 'akkervogelgebieden'

Om de negatieve trend in de populaties van akkervogels tegen te gaan, kunnen landbouwers beheerovereenkomsten afsluiten (zie [www.vlm.be](http://www.vlm.be)). Deze beheerovereenkomsten kunnen alleen gesloten worden binnen gebieden die daarvoor geselecteerd werden op basis van wetenschappelijke criteria. In 2009 maakte het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek een kaart met de belangrijkste akkervogelgebieden in Vlaanderen (Hens *et al.*, 2009). In 2014 verscheen een update van de akkervogelkaart (Feys & Vermeersch, 2014). Op basis van een ruwe inschatting van de volledigheid van de gegevens in vergelijking met de geschatte werkelijke situatie, kunnen we stellen dat de gegevens vrij volledig zijn in alle provincies.

Akkervogelgebieden kunnen ook buiten het broedseizoen aantrekkelijk zijn voor pleisterende en rustende vogels. Bijvoorbeeld Kieviten, goudplevieren, houtduiven en spreeuwen gebruiken deze gebieden tijdens de trek en/of om te overwinteren.

#### Criteria voor afbakening en indeling van de akkervogelgebieden

Voor het maken van deze deelkaart werd de akkervogelkaart van Feys & Vermeersch (2014) overgenomen. Deze kaart toont de belangrijkste akkervogelgebieden in Vlaanderen. De broedvogelsoorten waarmee de kaart werd opgemaakt (Tabel 15, Figuur 12, zie ook bijlage 7.5), werden door Feys & Vermeersch (2014) ingedeeld in drie groepen:

- Index II code 1. niet bedreigd/achteruitgaand: Kievit, gele kwikstaart, ringmus.
- Index II code 2. kwetsbaar: patrijs, veldleeuwerik.
- Index II code 3. bedreigd: geelgors, grauwe gors.

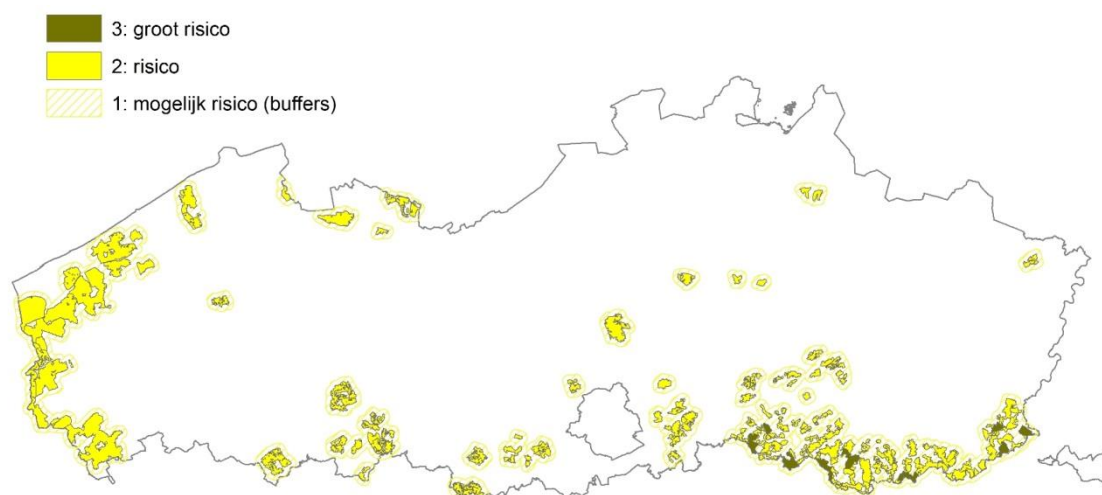
Met een broedvogelindex op basis van de status in de Vlaamse Rode Lijst, broeddichtheden, landschappelijke geschiktheid enz., selecteerde het INBO de beste gebieden (kernegebieden). Daarbij werd een onderscheid gemaakt tussen gewone en prioritaire kernegebieden. Deze laatste zijn zeer belangrijk voor prioritaire soorten zoals de grauwe gors. Bijkomend werden zogenaamde 'zoekzones' voor eventueel nieuwe beheergebieden geselecteerd. De aantallen liggen er lager en/of zijn gedaald (bv. door degradatie van het leefgebied), maar er is nog een potentieel aanwezig voor grote aantallen akkervogels.

De broedvogelgegevens zijn hoofdzakelijk afkomstig uit de Vlaamse Broedvogelatlas 2000-2002 (Vermeersch *et al.*, 2004), recentere gegevens van lokale en regionale inventarisaties en overige veldkennis tot 2014 (Feys & Vermeersch, 2014).

Voor de indeling in de risicoatlas, werd gekozen om de prioritaire kernegebieden als 'zeer belangrijk' te classificeren en de overige gebieden als 'belangrijk'.

Tabel 15 Criteria voor indeling van de akkervogelgebieden in de risicoatlas (zie ook Feys & Vermeersch (2014)). \*= grauwe gors is een indicatorsoort voor zeer waardevolle, open akkervogelgebieden. Gebieden waar nog een zeer belangrijke populatie van grauwe gors aanwezig is, zijn automatisch ook zeer waardevol voor diverse andere akkervogelsoorten van het open landschap.

Waarde	Criterium: beste gebieden	Risicoklasse
<b>Gebieden</b>		
Belangrijk	Zoekzones en gewone kernegebieden, op basis van Feys & Vermeersch (2014)	2
Zeer belangrijk	Prioritaire kernegebieden, op basis van Feys & Vermeersch (2014)	3
<b>Bufferzones rond gebieden</b>		
	1000 m bufferzone rond alle gebieden	1



Figuur 12 Risicobepaling van de belangrijke en zeer belangrijke akkervogelgebieden inclusief de 1000 m bufferzones.

### 7.1.1.3.6 Deelkaart 'bijzondere broedvogel gebieden'

De opmaak van deze deelkaart gebeurde aan de hand van de gegevens uit het project 'Bijzondere Broedvogels Vlaanderen' (BBV) (INBO databank), aangevuld met gegevens uit het Broedvogelatlasproject 2000-2002 (Vermeersch *et al.*, 2004). Voor bepaalde nieuwe gebieden werden ook lokale gegevens tot 2014 gebruikt. Gebieden die zeer dicht bijeen liggen en ruimtelijk een geheel vormen, werden gecombineerd tot één groot gebied (bv. heide- en bosgebieden in Limburg). Op basis van een ruwe inschatting van de volledigheid van de gegevens in vergelijking met de geschatte werkelijke situatie, kunnen we stellen dat de gegevens matig volledig zijn in alle provincies.

#### Criteria voor afbakening en indeling van de bijzondere broedvogel gebieden

Uit de projectgegevens en overige tellingen tijdens het broedseizoen in de periode 2000 tot 2009, werden de broedvogelsoorten met de status 'met uitsterven bedreigd', 'bedreigd', 'kwetsbaar' of 'zeldzaam' (Rode Lijst van broedvogels in Vlaanderen) en/of die vermeld zijn in Bijlage I van de Vogelrichtlijn (Tabel 16, Figuur 13). De soorten die reeds voor de weide- en akkervogelkaarten en de broedkoloniekartaart werden gebruikt (zie bijlage 7.5), zijn niet weerhouden. Exoten zoals Canadese gans en nijlgans zijn ook niet weerhouden.

Voor deze deelkaart werden enkel die gebieden geselecteerd die meer dan 2% van de geschatte Vlaamse broedpopulatie herbergden. In deze gebieden waren de betreffende bijzondere broedvogelsoorten tijdens het broedseizoen als broedverdacht of zeker broedend minstens 1 keer aanwezig in de periode 2000 tot 2009 (of voor nieuwe gebieden tot 2014). De onderstaande waarden tussen haakjes hebben respectievelijk betrekking op de populatieschatting van het aantal broedkoppels/territoria in Vlaanderen in 2007 (Vermeersch & Anselin 2009) en op de 2% waarde van die populatie.

#### BBV soorten in de Rode Lijst

- Met uitsterven bedreigd: roerdomp (20, 1), woudaap (21, 1), grauwe kiekendief (1, 1), strandplevier (23, 1), kuifleeuwerik (7, 1), tapuit (7, 1), snor (11, 1), grote karekiet (2, 1), grauwe klauwier (28, 1).
- Bedreigd: zomertaling (160, 3), porseleinhoen (10, 1).
- Kwetsbaar: kluut (425, 8), nachtzwaluw (500, 10), boomleeuwerik (500, 10).

#### BBV soorten enkel in Bijlage I van de Vogelrichtlijn.

wespendief (220, 4), bruine kiekendief (90, 1), blauwe kiekendief (1, 1), slechtvalk (27, 1), steltkluut (1, 1).

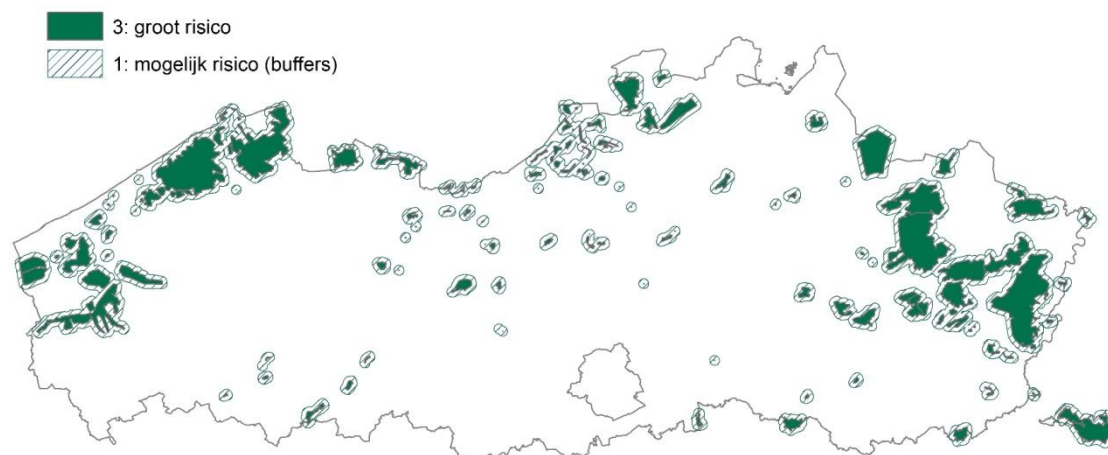
#### Overige BBV soorten met categorie 'zeldzaam' in de Rode Lijst van Devos *et al.* (2004).

bontbekplevier (8, 1), graszanger (87, 1), cetti's zanger (180, 3), baardmannetje (40, 1), buidelmees (1, 1).

Voor de update van 2015 hebben we geen recente gegevens gebruikt om de cijfergegevens van de gebieden in de risicoatlas aan te passen. Er werden wel enkele correcties uitgevoerd aan de perimeters van de gebieden inclusief toevoegingen en schrappingen.

Tabel 16 Criteria voor afbakening en indeling van de deelkaart 'bijzondere broedvogels'. Er werd gebruik gemaakt van vastgestelde maximale aantallen broedparen in de periode 2000 tot 2009 (voor bepaalde gebieden tot 2014).

Waarde	Criterium: de aanwezigheid van broedparen/territoria	Risicoklasse
<b>Gebieden</b>		
Zeer belangrijk	Aanwezigheid van minimaal 2% van de huidige Vlaamse broedpopulatie/territoria van een soort.  Bijkomende info in de risicoatlas: - Aanwezigheid van een Natura 2000-soort bij bovenstaand criterium. - Aanwezigheid van Rode-Lijstsoorten uit de categorieën met uitsterven bedreigd, bedreigd, kwetsbaar en zeldzaam (bij bovenstaand criterium).	3
<b>Bufferzones rond gebieden</b>		
	1000 m bufferzone rond alle gebieden	1



Figuur 13 Risicobepaling van de zeer belangrijke gebieden met bijzondere broedvogels en 1000 m bufferzones errond.

### 7.1.1.3.7 Deelkaart 'voedseltrek'

In de deelkaart 'voedseltrek' is enkel lokale trek opgenomen van vogels in en rond belangrijke pleister- en rustgebieden gedurende het winterhalfjaar. Het gaat hoofdzakelijk om trek van watervogels en steltlopers. De trekroutes werden afgebakend op basis van de vorige beleidsondersteunende vogelatlas (Everaert *et al.*, 2003), voor enkele gebieden aangevuld met nieuwe gegevens van lokale amateur-ornithologen en het INBO (tot 2014), resultaten van onderzoek bij eerder geplande windturbinelocaties enz.

De trekroutes zijn weergegeven als zones waarbinnen kan verwacht worden dat de meeste vogels vliegen. De breedte ervan is variabel en gebaseerd op tellingen, ruimtelijke eigenschappen (bv. langs waterlopen), afstand tot de pleister- en rustgebieden enz. In de meeste gevallen varieert de breedte tussen 1000 en 2000 m. In bepaalde zones werd een bredere corridor aangeduid omwille van een combinatie met andere, nabije trekroutes of door de aanwezigheid van verspreide trek over een breed front. Om een barrière-effect door windturbines op de voedselvluchten van duikenden te voorkomen, adviseerden Dirksen *et al.* (2007) en Winkelman *et al.* (2008) om t.h.v. dergelijke trekzones een open corridor met een breedte van minimum 1000 m te behouden. Afhankelijk van de soorten, vliegrichting, eventuele combinaties van meerdere vliegroutes en eigenschappen van het landschap, kan het aangewezen zijn om bredere zones vrij te houden.

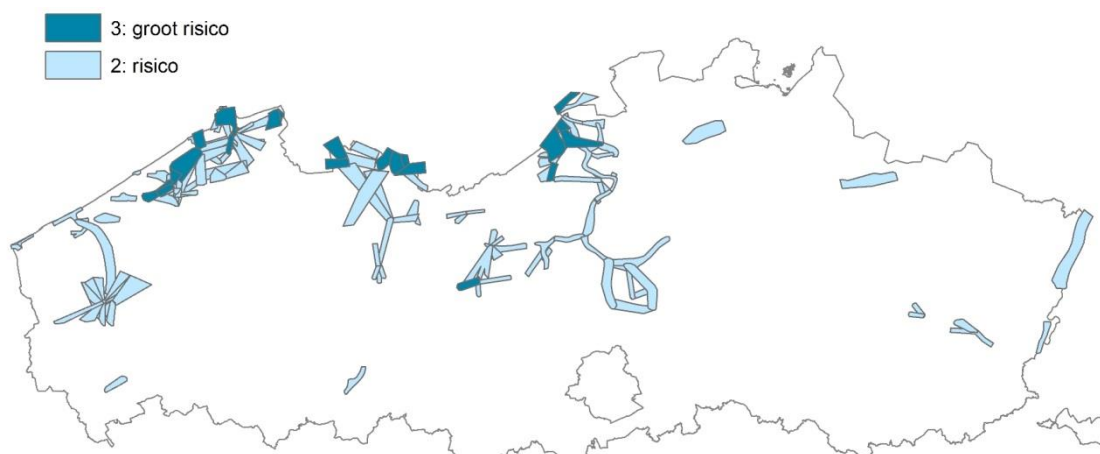
Op basis van een ruwe inschatting van de volledigheid van de gegevens in vergelijking met de geschatte werkelijke situatie, kunnen we stellen dat de gegevens onvoldoende volledig zijn in alle provincies, met de laagste volledigheid in Limburg en Vlaams-Brabant.

#### Criteria voor afbakening en indeling van de deelkaart 'voedseltrek'

In tabel 17 en figuur 14 zijn de criteria weergegeven voor lokale voedseltrekroutes. De meeste beschikbare gegevens zijn van eenden, ganzen en steltlopers (zie ook soortgroepen in de pleister- en rustgebieden van watervogels en steltlopers in deel 7.1.1.3.1).

Tabel 17 Criteria voor afbakening en indeling van de deelkaart 'voedseltrek'.

Waarde	Criterium: het maximaal aantal vogels per 24 u.	Risicoklasse
Trekroutes		
Belangrijk	100-2000 Gebruikte klassen voor verdere detailinformatie: 100-500, 500-1000, 1000-2000	2
Zeer belangrijk	Meer dan 2000 Gebruikte klassen: 2000-5000, 5000-10000	3



Figuur 14 Risicobepaling van de zones met gekende, belangrijke tot zeer belangrijke voedseltrek van vogels.

### 7.1.1.3.8 Deelkaart, 'slaaptrek'

In de deelkaart 'slaaptrek' is gekende lokale trek opgenomen van vogels in en rond belangrijke slaappleaatsen gedurende het winterhalfjaar. De trekroutes werden voornamelijk afgebakend op basis van de vorige beleidsondersteunende vogelatlas (Everaert *et al.*, 2003). Voor enkele gebieden zijn die data aangevuld met gegevens van lokale amateur-ornithologen, INBO onderzoek (tot 2014), resultaten van eerder onderzoek bij geplande windturbinelocaties enz.

De trekroutes zijn weergegeven als zones waarbinnen kan verwacht worden dat de meeste vogels vliegen. De breedte ervan is variabel en gebaseerd op tellingen, ruimtelijke eigenschappen (bv. langs waterlopen), afstand tot de slaappleaats enz. In de meeste gevallen varieert de breedte tussen de 1000 en 2000 m. In bepaalde zones werd een bredere corridor aangeduid omwille van een combinatie met andere, nabije trekroutes of door de aanwezigheid van verspreide trek over een breed front.

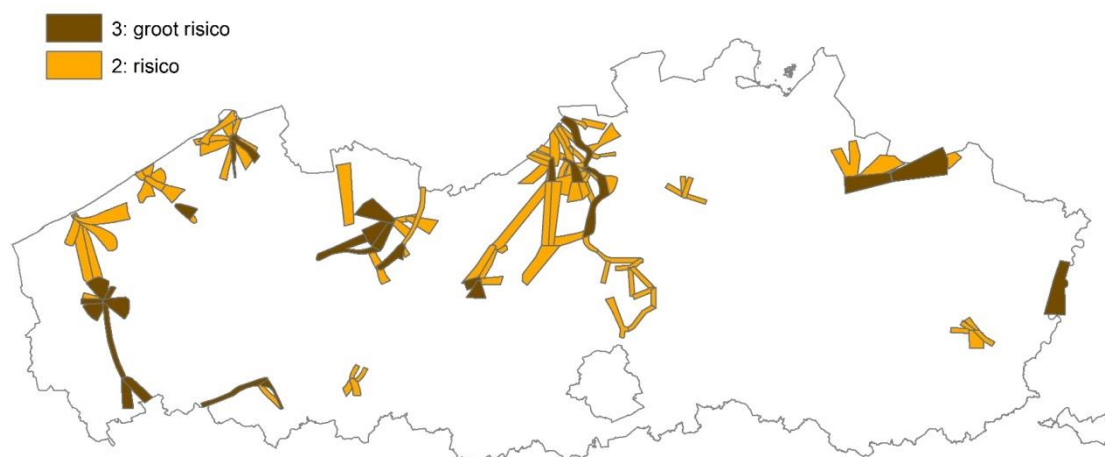
Op basis van een ruwe inschatting van de volledigheid van de gegevens in vergelijking met de geschatte werkelijke situatie, kunnen we stellen dat de gegevens onvoldoende volledig zijn in alle provincies, met de laagste volledigheid in Limburg en Vlaams-Brabant.

#### Criteria voor afbakening en indeling van de deelkaart 'slaaptrek'

In tabel 18 en figuur 15 zijn de criteria weergegeven voor lokale slaaptrekroutes. De meeste gegevens zijn van meeuwen en wulp (zie ook deelkaart slaappleaatsen in deel 7.1.1.3.2).

Tabel 18 Criteria voor afbakening en indeling van de deelkaart 'slaaptrek'. \* De aantallen in de tabel hebben enkel betrekking op de slaaptrek 's avonds. De ochtendtrek (vertrek vanuit de slaappleaats) kan gelijkaardig zijn, maar soms wat meer verspreid, en is voor de meeste locaties onvoldoende gekend. Wanneer de ochtendtrek mee in rekening wordt gebracht, kan het totale aantal doortrekkende vogels per dag dubbel zo groot zijn als de hier weergegeven aantallen voor slaaptrek.

Waarde	Criterium: het maximaal aantal vogels per avond*	Risicoklasse
<b>Trekroutes</b>		
Belangrijk	100-2000 Gebruikte klassen voor verdere detailinformatie: 100-500, 500-1000, 1000-2000	2
Zeer belangrijk	Meer dan 2000 Gebruikte klassen: 2000-5000, 5000-10000, 10000-20000, 20000-40000	3



Figuur 15 Risicobepaling van de zones met gekende belangrijke tot zeer belangrijke slaaptrek van vogels.

#### 7.1.1.3.9 Deelkaart 'seizoenstrek'

De trekroutes in de risicoatlas werden afgebakend op basis van gegevens van lokale amateur-ornithologen en beschikbare kennis, aangevuld met INBO onderzoek (tot 2014) en met resultaten van radaronderzoek in Nederland (Aarts & Bruinzeel 2009) en Vlaanderen (INBO analyse van radargegevens van de militaire radar in Semmerzake).

Aan de hand van vooral kwalitatieve gegevens was het mogelijk om enkele seizoenale trekroutes af te bakenen. Op deze locaties kan stuwtrek op macroniveau van diverse soorten voorkomen. Gekende geconcentreerde trekroutes in Vlaanderen zijn o.m. de kuststrook, de Schelde-Leievallei en het oostelijk en zuidoostelijk deel van Vlaanderen en de Maasvallei. In het oostelijk en zuidoostelijk deel van Vlaanderen (Limburg, Antwerpen, Vlaams-Brabant) vliegen ook grotere aantallen van o.a. houtduiven, roofvogels en kraanvogels over (zie [www.trektellen.nl](http://www.trektellen.nl)). Langs bijvoorbeeld riviervalleien en bosranden kan stuwtrek op micro- of meso-niveau voorkomen. Hier bestaan echter nauwelijks gegevens over. Indien we over gegevens van dergelijke trek beschikken, zijn deze trekroutes opgenomen in de risicoatlas.

Op basis van een ruwe inschatting van de volledigheid van de gegevens in vergelijking met de geschatte werkelijke situatie, kunnen we stellen dat de gegevens onvoldoende volledig zijn in alle provincies.

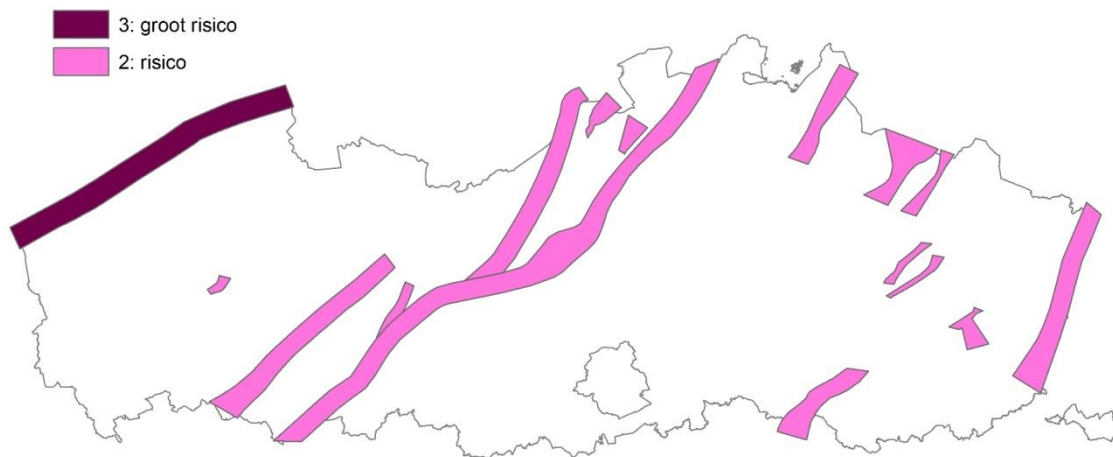
#### Criteria voor afbakening en indeling van de deelkaart 'seizoenstrek'

De trekroutes zijn weergegeven als zones waarbinnen kan verwacht worden dat relatief hoge concentraties vogels overtrekken tijdens het voorjaar en vooral het najaar (Tabel 19, Figuur 16). De breedte van deze zones is variabel en waar mogelijk ook gebaseerd op de topografie van het landschap (bv. langs waterlopen, bossen, kuststrook) en ervaring uit radaronderzoek (zie boven). In samenspraak met Nederlandse radarexperts (mondelinge mededeling Jelmer van Belle, 2010) en lokale aanpassingen op basis van tellingen en de topografie van het landschap, werden volgende richtwaarden toegepast voor de breedte van de trekcorridors:

- Seizoenstrek over land: standaardzone van 2 km rond grote waterlopen. In de gekende zones wordt de breedte genomen waar verhoogde dagtrek waargenomen is. De trekcorridor kan er tot 4 km breed zijn.
- Seizoenstrek langs de kust: vanaf de kustlijn een zone van 3,5 km in zee en 1,5 km landinwaarts.

Tabel 19 Criteria voor afbakening en indeling van de deelkaart seizoentrek.

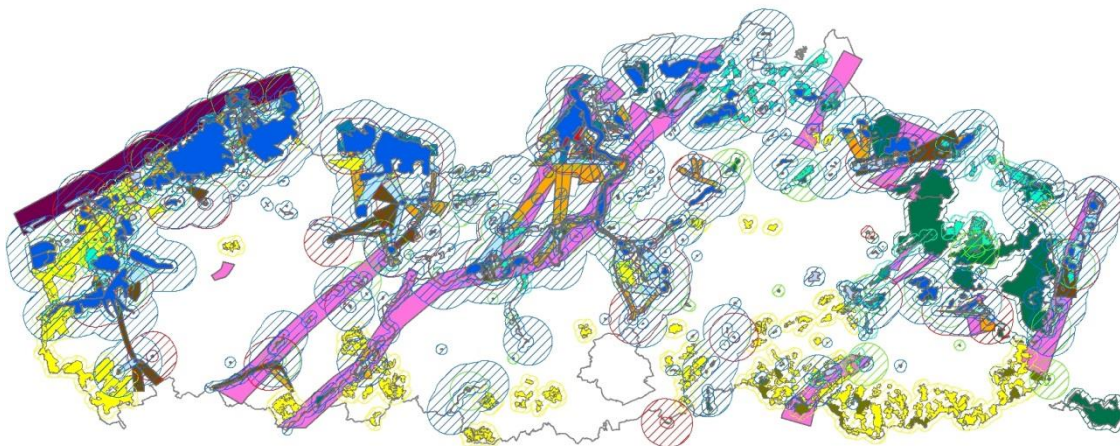
Waarde	Criteria	Risicoklasse
<b>Trekroutes</b>		
Belangrijk	Grote landschappelijk opvallende waterwegen (Schelde, Leie, Maas) en/of landschappen die gemakkelijk ruimtelijk gevolgd kunnen worden	2
Zeer belangrijk	Kuststrook	3



Figuur 16 Risicobepaling van de zones met gekende of te verwachten verhoogde seizoenstrek vogels (stuwtrek op macro- tot mesoniveau).

#### 7.1.1.4 Synthesekaart

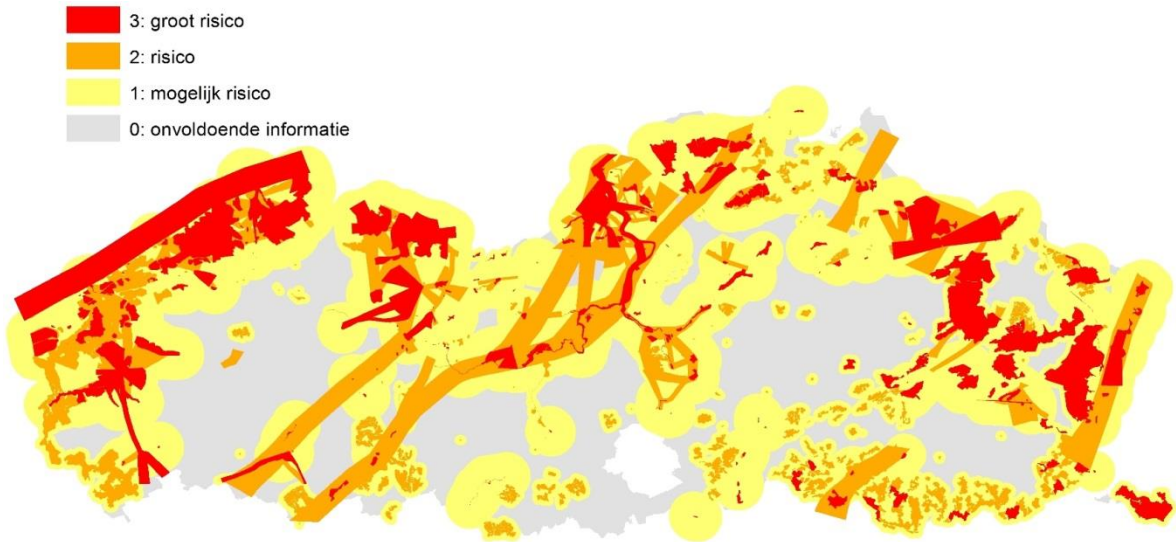
De deelkaarten kunnen elk apart en samen (Figuur 17) geraadpleegd worden in de risicoatlas. Het is aanbevolen om bij onderzoek i.f.v. projecten steeds de gegevens per deelkaart te raadplegen.



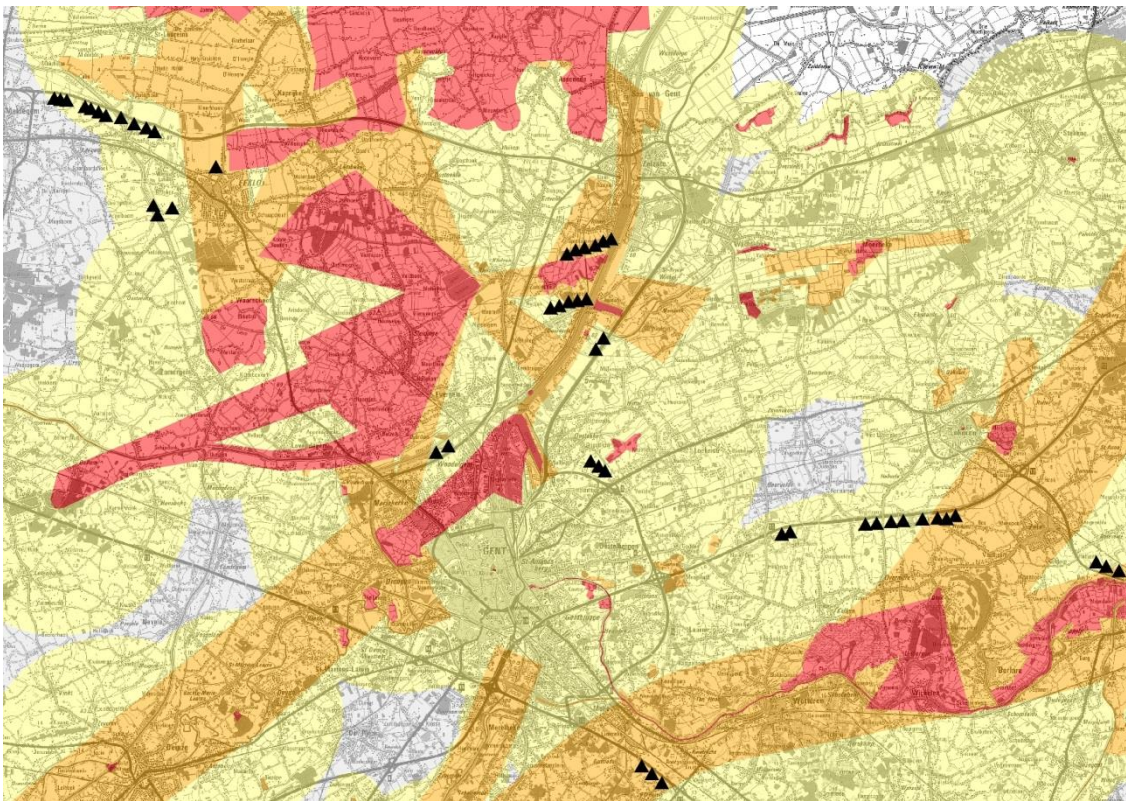
Figuur 17 Alle deelkaarten van de risicoatlas vogels samen weergegeven (boven elkaar voorgesteld).

De synthesekaart (Figuur 18, 19) bestaat uit een combinatie van alle deelkaarten. De deelkaarten werden samengevoegd. De risicoklasse is steeds de hoogste klasse van de samenstellende kaarten.





Figuur 18 Synthesekaart Vlaamse risicoatlas vogels-windturbines.



Figuur 19 Fragment van de risicoatlas vogels-windturbines uit de regio Gent. De zwarte driehoeken zijn bestaande turbines (toestand 2014). Boven: verschillende deelkaarten. Onder: synthesekaart. Legende, zie figuur 18.

### 7.1.1.5 Attribuentabel informatie van de kaarten

#### 7.1.1.5.1 Pleister- en rustgebieden watervogels en steltlopers

Betekenis (benaming) in geoloket	Code in GIS tabel	Detail betekenis (indien van toepassing)
Gebiedsnaam of 'Bufferzone'	GEBIED	Gebiedsnaam, of in geval van 1 km en/of 5 km buffer rond pleister- en rustgebieden de naam "bufferzone"
Som van aantallen voor alle soorten	PGgwmax	Gemiddelde van de wintermaxima van het totaal aantal getelde watervogels en steltlopers in de winterperiodes 2000/2001 tot 2009/2010. Voor sommige nieuwe gebieden met meer actuele informatie op basis van de beschikbare gegevens.
Bijlage I Vogelrichtlijn soorten	PGn2000	Bijlage I-lijst soorten van de Vogelrichtlijn
Soorten met min. 1% internationale populatie	PG1procent	Soorten die regelmatig met minstens 1% van de biogeografische (NW-Europese) populatie worden vastgesteld in het gebied
Soorten met min. 2% Vlaamse populatie	PGvl2pr	Soorten die regelmatig met 2% van de Vlaamse winterpopulatie voorkomen in het gebied
Soorten met min. 15% Vlaamse populatie	PGvl15pr	Soorten die regelmatig met 15% van de Vlaamse winterpopulatie voorkomen in het gebied
Bufferzone (m)	PGbuffer	Afstand (1000 of 5000 m) van een bufferzone, in geval van "bufferzone" als gebiedsnaam
Risicoklasse	knelpunt	Risicoklasse 1, 2 of 3

#### 7.1.1.5.2 Slaapplaatsen

Betekenis (benaming) in geoloket	Code in GIS tabel	Detail betekenis (indien van toepassing)
Gebiedsnaam of 'Bufferzone'	GEBIED	Gebiedsnaam, of in geval van 1 km en/of 5 km buffer rond de slaapplaatsen de naam "bufferzone"
Som van aantallen voor alle soorten	SPaantal	Som van de vastgestelde maximaantallen in de winterperiodes 2000/2001 tot 2009/2010. Voor sommige nieuwe gebieden met meer actuele informatie op basis van de beschikbare gegevens.
Soort 1	SPsoort1	
Aantal voor soort 1	SPaantal1	Vastgesteld maximaantal
Soort 2	SPsoort2	
Aantal voor soort 2	SPaantal2	"
Soort 3	SPsoort3	
Aantal voor soort 3	SPaantal3	"
Soort 4	SPsoort4	
Aantal voor soort 4	SPaantal4	"
Soort 5	SPsoort5	
Aantal voor soort 5	SPaantal5	"
Bijlage I Vogelrichtlijn soorten	SPn2000	Soorten van de Bijlage I-lijst van de Vogelrichtlijn
Soorten met min. 1% internationale populatie	SP1procent	Soorten die regelmatig met minstens 1% van de biogeografische (NW-Europese) populatie worden vastgesteld in het gebied
Soorten met min. 2% Vlaamse populatie	SPvl2proc	Soorten die regelmatig met 2% van de Vlaamse winterpopulatie voorkomen in het gebied
Soorten met min. 15% Vlaamse populatie	SPvl15proc	Soorten die regelmatig met 15% van de Vlaamse winterpopulatie voorkomen in het gebied
Bufferzone (m)	SPbuffer	Afstand (1000 of 5000 m) van een bufferzone, in geval van "bufferzone" als gebiedsnaam
Risicoklasse	knelpunt	Risicoklasse 1, 2 of 3

### 7.1.1.5.3 Broedkolonies

Betekenis (benaming) in geoloket	Code in GIS tabel	Detail betekenis (indien van toepassing)
Gebiedsnaam, of 'Bufferzone'	GEBIED	Gebiedsnaam, of in geval van 1 km en/of 4 km buffer rond de broedkolonies de naam "bufferzone"
Som van aantallen voor alle soorten	BKaantal	Som van de vastgestelde maximaal aantallen voor 1 of meerdere soorten in de periode (1995-)2000 tot 2009. Voor sommige nieuwe gebieden met meer actuele informatie op basis van de beschikbare gegevens.
Soort 1	BKsoort1	
Aantal voor soort 1	BKaantal1	Vastgesteld maximaal aantal
Soort 2	BKsoort2	
Aantal voor soort 2	BKaantal2	"
Soort 3	BKsoort3	
Aantal voor soort 3	BKaantal3	"
Soort 4	BKsoort4	
Aantal voor soort 4	BKaantal4	"
Soort 5	BKsoort5	
Aantal voor soort 5	BKaantal5	"
Bijlage I Vogelrichtlijn soorten	BKn2000	Soorten die op de Bijlage I-lijst staan van de Vogelrichtlijn
Soorten met min. 1% internationale populatie	BK1procent	Soorten die regelmatig met minstens 1% van de biogeografische (NW-Europese) populatie worden vastgesteld in het gebied
Vlaamse Rode-Lijstsoorten	BKrijst	Soorten uit de Rode Lijst van met uitsterven bedreigde, bedreigde, kwetsbare en zeldzame broedvogels in Vlaanderen
Soorten met min. 2% Vlaamse populatie	BKvl2proc	Soorten die regelmatig met 2% van de Vlaamse broedpopulatie voorkomen in het gebied
Soorten met min. 15% Vlaamse populatie	BKvl15proc	Soorten die regelmatig met 15% van de Vlaamse broedpopulatie voorkomen in het gebied
Bufferzone (m)	BKbuffer	Afstand (1000 of 4000 m) van een bufferzone, in geval van "bufferzone" als gebiedsnaam
Risicoklasse	knelpunt	Risicoklasse 1, 2 of 3

### 7.1.1.5.4 Weidevogelgebieden

Betekenis (benaming) in geoloket	Code in GIS tabel	Detail betekenis (indien van toepassing)
Gebiedsnaam of 'Bufferzone'	GEBIED	Gebiedsnaam, of in geval van 1 km buffer rond weidevogelgebied de naam "bufferzone"
Kerngebied (=1)	Kerngebied	"1" in geval van kerngebied, "0" in het andere geval
Bufferzone (m)	WGbuffer	Afstand (1000m) van een bufferzone, in geval van "bufferzone" als gebiedsnaam
Risicoklasse	knelpunt	Risicoklasse 1, 2 of 3

### 7.1.1.5.5 Akkervogelgebieden

Betekenis (benaming) in geoloket	Code in GIS tabel	Detail betekenis (indien van toepassing)
Type gebied of 'Bufferzone'	GEBIED	Type gebied: "zoekzone", "kerngebied", "prioritair kerngebied" of of in geval van 1km buffer rond de akkervogelgebied de naam "bufferzone"
Bufferzone (m)	AVbuffer	Afstand (1000m) van een bufferzone, in geval van "bufferzone" als gebiedsnaam
Risicoklasse	knelpunt	Risicoklasse 1, 2 of 3

### 7.1.1.5.6 Bijzondere Broedvogel Gebieden

Betekenis (benaming) in geoloket	Code in GIS tabel	Detail betekenis (indien van toepassing)
Gebiedsnaam, of 'Bufferzone'	GEBIED	Gebiedsnaam, of in geval van 1km buffer rond het bijzondere broedvogel gebied de naam "bufferzone"
Bijlage I Vogelrichtlijnsoorten	BVna2000	Soorten die op de Bijlage I lijst staan van de Vogelrichtlijn
Vlaamse Rode-Lijstsoorten	BVrlijst	Soorten uit de Rode Lijst van met uitsterven bedreigde, bedreigde, kwetsbare en zeldzame broedvogels in Vlaanderen
Overige soorten BBV project	BVovBBV	Overige (nog niet vermelde) soorten opgenomen in het project Bijzondere Broedvogels Vlaanderen
Soorten met min. 2% Vlaamse populatie	BVvi2pr	Soorten die regelmatig met 2% van de Vlaamse broedpopulatie voorkomen in het gebied
Bufferzone (m)	BVbuffer	Afstand (1000m) van een bufferzone, in geval van "bufferzone" als gebiedsnaam
Risicoklasse	knelpunt	Risicoklasse 1 of 3

### 7.1.1.5.7 Voedseltrek

Betekenis (benaming) in geoloket	Code in GIS tabel	Detail betekenis (indien van toepassing)
Vogeltrek type	VOGELTREK	In dit geval steeds "voedseltrek"
Aantal meeuwen per 24u	VTmeeuwen	Maximumaantal meeuwen per 24u
Aantal zwanen per 24u	VTzwanen	Maximumaantal zwanen per 24u
Aantal ganzen per 24u	VTganzen	Maximumaantal ganzen per 24u
Aantal steltlopers per 24u	VTsteltl	Maximumaantal steltlopers per 24u
Aantal eenden per 24u	VTeenden	Maximumaantal eenden per 24u
Specifieke soorten (indien gekend)	VTsoorten	
Som van aantallen voor alle soorten per 24u	VTaantal	Som van de vastgestelde maximumaantallen voor 1 of meerdere soorten of soortgroepen
Risicoklasse trekroute	knelpunt	Risicoklasse 2 of 3

### 7.1.1.5.8 Slaaptrek

Betekenis (benaming) in geoloket	Code in GIS tabel	Detail betekenis (indien van toepassing)
Vogeltrek type	VOGELTREK	In dit geval steeds "slaaptrek"
Aantal meeuwen per avond	STmeeuwen	Maximumaantal meeuwen per avond (excl. ochtend, daardoor mogelijk x2)
Aantal ganzen per avond	STganzen	Maximumaantal ganzen per avond (excl. ochtend, daardoor mogelijk x2)
Aantal steltlopers per avond	STsteltl	Maximumaantal steltlopers per avond (excl. ochtend, daardoor mogelijk x2)
Aantal aalscholvers per avond	STaalsch	Maximumaantal aalscholvers per avond (excl. ochtend, daardoor mogelijk x2)
Aantal van overige soorten per avond	SToverige	Maximumaantal overige vogels per avond (excl. ochtend, daardoor mogelijk x2)
Specifieke soorten (indien gekend)	STsoorten	
Som van aantallen voor alle soorten per avond	STaantal	Som van de vastgestelde maximumaantallen voor 1 of meerdere soorten of soortgroepen
Risicoklasse trekroute	knelpunt	Risicoklasse 2 of 3

#### 7.1.1.5.9 Seizoenstrek

Betekenis (benaming) in geoloket	Code in GIS tabel	Detail betekenis (indien van toepassing)
Vogeltrek type	VOGELTREK	In dit geval "seizoenstrek rivier landschap", "seizoenstrek landschap" en "seizoenstrek kust"
Risicoklasse trekroute	knelpunt	Risicoklasse 2 of 3

#### 7.1.1.5.10 Synthesekaart (totaalkaart)

Betekenis (benaming) in geoloket	Code in GIS tabel	Detail betekenis (indien van toepassing)
Maximum risicoklasse alle deelkaarten samen	max risicoklasse	Risicoklasse 0, 1, 2 of 3 0= onvoldoende informatie 1= mogelijk risico 2= risico 3= groot risico

## 7.1.2 Vlaamse risicoatlas vleermuizen-windturbines

### 7.1.2.1 Materiaal en methode

De risicoatlas vleermuizen-windturbines is in tegenstelling met de risicoatlas vogels niet opgebouwd uit deelkaarten. Voor het maken van de atlas hielden we rekening met de aspecten foeragegedrag, trekgedrag, zwermgedrag, winterverblijven en zomerkolonies.

- Foeragegedrag, en tot een bepaald niveau ook trekgedrag, wordt benaderd vanuit het landschap. We baseren ons hiervoor op de leefgebieden en risicozones errond zoals o.m. beschreven in Winkelman *et al.* (2008), Rydell *et al.* (2010), DNF DEMNA (2010,2012), Hundt *et al.* (2012) en Rodrigues *et al.* (2014). Het resultaat is een risicoatlas van potentieel belangrijke foerageergebieden en trekroutes.
- Winterverblijven zijn vrij goed gekend voor bepaalde soorten en locaties (bv. ijskelders, mergelgroeven), maar voorlopig onvoldoende gebiedsdekkend in Vlaanderen om via een risicoatlas voor elke lokatie een uitspraak te kunnen doen. Voor de bescherming van zeldzame soorten kan de exacte locatie van bepaalde verblijven niet publiek vrijgegeven worden. De informatie is daarom (voorlopig) niet geïntegreerd in de risicoatlas.
- Zomerkolonies zijn minder goed gekend dan winterverblijfplaatsen. De beschikbare informatie in Vlaanderen is dermate beperkt dat deze (voorlopig) niet is opgenomen in de risicoatlas.
- Verplaatsingen tussen verblijfplaatsen en van en naar foerageergebied zijn slecht gekend en niet behandeld in de risicoatlas.

### Beperkingen

Er is in de risicoatlas (voorlopig) geen gebruik gemaakt van actuele verspreidingsgegevens. Die zijn onvoldoende gebiedsdekkend voor Vlaanderen aanwezig (zie boven). Bij het gebruik van de risicoatlas is voorzichtigheid geboden. De risicoatlas beperkt zich tot het aangeven, op schaal Vlaanderen, van 'potentieel leefgebied'. Maar ook met deze methode zijn er beperkingen in volledigheid. Leefgebieden en trekroutes kunnen ook buiten de hier afgebakende potentiële risicozones liggen. Er is immers een gebrek aan kennis over de verspreiding (zie deel 3.2). Het is onmogelijk om in een risicoatlas op niveau Vlaanderen de mate van een potentieel risico op projectniveau volledig aan te geven, omdat hiervoor een meer plaatselijke ruimtelijke analyse nodig is. Mede om die reden, zijn oude bossen (risicoklasse 3 in tabel 20) ook nog niet opgenomen in de risicoatlas. De risicoatlas is dan ook enkel een startpunt voor de effectbeschrijving en -beoordeling van geplande windturbines.

### 7.1.2.2 Beschrijving van de risicoklassen

Gekende risicovolle plaatsen op basis van de review publicaties Winkelman *et al.* (2008) en Rodrigues *et al.* (2014) zijn:

- verzamelplaatsen van vleermuizen zoals voortplantings- en overwinteringslocaties, zwermgebieden en kraamkolonies (incl. buffer van 500 m);
- voedselgebieden zoals bosgebieden en wetlands (incl. buffer van 200 m);
- voor foerageren aantrekkelijke landschapselementen<sup>1</sup> zoals bosjes, bosranden, laanbomen, waterpartijen, waterlopen en grote hagen (incl. buffer van 200 m);
- verbindings- en trekroutes<sup>1</sup> zoals de randen van rivierdalen, rivierlopen, kustlijnen, landschapselementen als grote hagen en bomenrijen (incl. buffer van 200 m).

De buffers rond de verzamelplaatsen en landschapselementen moeten aanzien worden als potentieel leefgebied. Het is te verwachten dat vleermuizen ook veelvuldig actief kunnen zijn binnen die afstanden.

<sup>1</sup> Er dient bemerkt dat ook langs snelwegen relatief veel vleermuizen aanwezig kunnen zijn. Een studie in Nederland kon geen significant verschil aantonen tussen vleermuisactiviteit van gewone dwergvleermuis en laatvlieger op 0-50 m versus 50-100 m afstand van snelwegen. Sommige soorten zullen snelwegen wel meer mijden, maar de gemiddelde soortensamenstelling was in het betreffende onderzoek ongeveer gelijk (Boonman & Smit, 2011).

Winkelman *et al.* (2008) en Rodrigues *et al.* (2014) geven aan dat dergelijke plaatsen vanuit voorzorg moeten gemeden worden voor het plaatsen van windturbines. Een lage vleermuisactiviteit tijdens gerichte bat-detector metingen kan de afwezigheid van effecten na het plaatsen van de turbines niet volledig garanderen. De activiteit kan namelijk ook wijzigen door de aanwezigheid van de turbines of bijhorende infrastructuur en door jaarlijkse variaties in activiteit. Daardoor blijft de onzekerheid over de effecten in dergelijke risicogebieden relatief groot (Rodrigues *et al.*, 2014).

In de EUROBATS richtlijnen staat geen concrete definitie van bossen. In Polen definieert men de 'te vrijwaren' bosgebieden als "200m rond bos of een groep bomen met een oppervlakte van minstens 0,1 ha". Andere te vrijwaren gebieden in Polen zijn 200 m buffers rond wateroppervlaktes waar vleermuizen kunnen verwacht worden, Natura 2000-gebieden waarin beschermingsmaatregelen voor vleermuizen worden genomen en 1 km buffers rond gekende kolonies en overwinteringslocaties (Kepel *et al.*, 2011).

In Groot-Brittannië hanteert men een minimumafstand van 50 m tussen de turbinewieken en voor vleermuizen interessante structuren zoals bomen. Daarbij wordt rekening gehouden met de boomhoogte en de masthoogte en de wielengte van de windturbines (Natural England, 2014). Uit onderzoek in Groot-Brittannië bleek dat de meeste vleermuissoorten daar vooral actief zijn binnen de 50 m van structuren zoals bomen. In de veronderstelling van gemiddeld 25 m boomhoogte, 90 m masthoogte en 45 m wielengte, adviseert men om een afstand van ongeveer 100 m te behouden tot voor vleermuizen interessante structuren. Uit een Europese review studie bleek eerder ook al dat de mortaliteit bij windturbines binnen de 100 m van bossen en groepjes bomen, hoger is dan de gemiddelde waarden (Rydell *et al.*, 2010a). In Finland en Nederland bleek wel dat soorten die erop gebouwd zijn om ook op insecten te jagen in open of halfopen landschap – zoals laatvliegers en in mindere mate ook dwergvleermuizen – vaak open zones van 110 tot 150 m en soms tot 200 m doorkruisen (Natural England, 2014). Men geeft daarom ook vaak de aanbeveling om 100 tot 200 m te vrijwaren, afhankelijk van de te verwachten soorten: 200 m in meer halfopen tot open landschap waar de risicosoorten ook kunnen jagen (Rydell *et al.*, 2012). Uit een review bleek dat 98% van de vleermuizen die in Europa in aanvaring komen met windturbines, te vinden zijn in de soortgroepen *Nyctalus* (rosse vleermuis, bosvleermuis), *Pipistrellus* (gewone, ruige en kleine dwergvleermuis), *Vespertilio* (tweekleurige vleermuis) en *Eptesicus* (o.a. laatvlieger). Onderzoek op windturbinelocaties met warmtebeeldcamera's en continu metende bat-detectoren bevestigde dat vooral deze 'aerial-hawking' soorten inderdaad ook tot op wielhoogte van windturbines vliegen en jagen (Rydell *et al.* 2010a-b, 2012; Limpens *et al.*, 2013).

In bepaalde landen en regio's (bv. Wallonië) is het plaatsen van windturbines in de 100-200 m zone rond bossen eventueel wel toegestaan, mits gerichte metingen gecombineerd met een uitgebreide landschappelijke analyse op basis van alle beschikbare gegevens. In die gevallen zullen verdere monitoring (na het plaatsen van de turbines) en eventuele milderende maatregelen extra aandacht vereisen (Rodrigues *et al.*, 2014).

Voor de opmaak van de risicoklassen (Tabel 20) is een gradatie gemaakt naar analogie met de risicoatlas vogels-windturbines. Niet alle vleermuis-risicoklassen hebben momenteel een doorwerking naar de hier beschikbare versie van risicoatlas. De identificatie van de risicozones in rode kleur (zie tabel) moet nog gebeuren in de analyse i.f.v. een concreet project.

Tabel 20

Criteria voor de gehanteerde risicoklassen in de Vlaamse risicoatlas vlermuizen-windturbines. De identificatie van de risicozones in rode kleur moet nog gebeuren in de analyse i.f.v. een concreet project. Ze zijn immers niet aanwezig in de huidige risicoatlas.

Risico-klasse	Beschrijving van de risicoklasse (afstanden gelden tot de buitenste range van de wieken)
0	Gebieden die niet geclassificeerd zijn als risicoklasse 1-3
1	<p>Mogelijke voedselgebieden op basis van:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• 100 tot 200 m bufferzone rond bossen en groepen bomen (incl. rijen van bomen of hoge struiken) met een oppervlakte van meer dan 0,5 ha <sup>1</sup>.</li> <li>• 100 tot 200 m bufferzone rond waterplassen en wetlands (moerassen) <sup>2</sup>.</li> </ul> <p>Mogelijk belangrijke trekzones op basis van dezelfde criteria als voor de voedselgebieden, incl. bijkomend nog</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• 100 tot 200 m bufferzone rond waterlopen, kanalen en de kustlijn <sup>2</sup>.</li> </ul> <p>Risicozones rond verzamelplaatsen van risicosoorten<sup>3</sup>.</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• 200 tot 500 m bufferzone rond belangrijke verzamelplaatsen<sup>3</sup>.</li> </ul>
2	<p>Waarschijnlijke voedselgebieden op basis van:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• bossen en groepen bomen (incl. rijen van bomen of hoge struiken) met een aaneengesloten oppervlakte van meer dan 0,5 ha <sup>1</sup>, incl. 100m buffer.</li> <li>• waterplassen en wetlands (moerassen) <sup>2</sup>, incl. 100 m buffer.</li> </ul> <p>Waarschijnlijk belangrijke trekzones op basis van dezelfde criteria als voor de voedselgebieden, incl. bijkomend nog</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• waterlopen, kanalen en de kustlijn <sup>2</sup>, incl. 100 m buffer.</li> </ul> <p>Waarschijnlijke risicozones rond verzamelplaatsen van risicosoorten<sup>3</sup>.</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• 100 tot 200 m bufferzone rond belangrijke verzamelplaatsen<sup>3</sup>.</li> </ul>
3	<p>Verzamelplaatsen van risicosoorten<sup>3</sup> en zeer geschikte leefgebieden:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• gekende belangrijke verzamelplaatsen<sup>3</sup>, incl. 100 m buffer;</li> <li>• oude loof- en naaldbossen<sup>4</sup>, incl. 100 m buffer.</li> </ul>

(1) Data uit de 1 m<sup>2</sup> rasterkaart van de officiële Boswijzer 2013 (= op basis van 'hooggroen' in de Groenkaart 2013, meer bepaald bomen hoger dan 3 m).

(2) Data op basis van de Biologische Waarderingskaart (BWK, versie 2.0).

(3) De verzamelplaatsen zijn voortplantings- en overwinteringslocaties, zwermgebieden en kraamkolonies. De zekere risicosoorten zijn gewone dwergvleermuis, ruige dwergvleermuis, kleine dwergvleermuis, rosse vleermuis, bosvleermuis, laatvlieger, tweekleurige vleermuis, mopsvleermuis en mogelijk meervleermuis (Rodrigues *et al.* 2014, en bijlage 7.7). In principe zijn i.h.k.v. mogelijke effecten door windturbines alle verzamelplaatsen belangrijk op niveau Vlaanderen, behalve voor relatief kleine (enkel op zeer lokaal niveau belangrijke) verzamelplaatsen van de in Vlaanderen vrij algemene gewone dwergvleermuis.

(4) Hiervoor kan de Bosleeftijdkaart (zie [geopunt.be](http://geopunt.be)) als eerste indicatie worden gebruikt met als criterium bos met bomen die voor 1930 zijn ontstaan. Een terreinbezoek is echter noodzakelijk, want de echte leeftijd van de bomen in het bos komt niet altijd overeen met de Bosleeftijdkaart, en bepaalde parken zijn niet opgenomen in die kaart.

### Risicoklasse 0: onvoldoende informatie

Voor de gebieden in deze klasse is onvoldoende informatie beschikbaar om de impact van windturbines te kunnen inschatten (zie 'bepalingen' in deel 7.1.2.1).

### Risicoklasse 1: mogelijk risico

Risicoklasse 1 zones liggen mogelijk in geschikt leefgebied voor vlermuizen, omwille van de nabijheid van gekende verzamelplaatsen en/of voor vlermuizen aantrekkelijke landschapselementen.

### Risicoklasse 2: risico

Risicoklasse 2 zones liggen waarschijnlijk in geschikt leefgebied voor vlermuizen, omwille van de nabijheid van gekende verzamelplaatsen en/of voor vlermuizen aantrekkelijke landschapselementen.

### Risicoklasse 3: groot risico

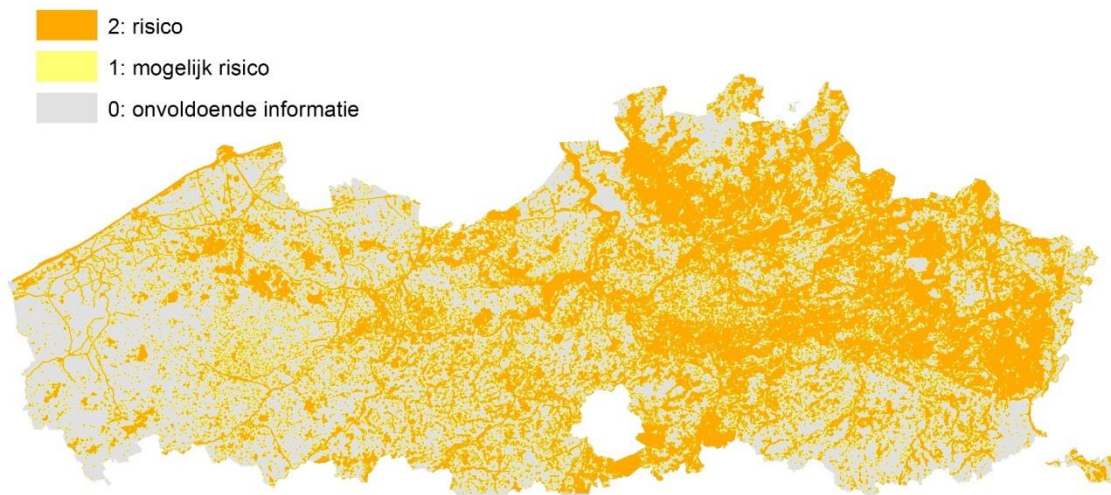
Samen met oude bossen vormen verzamelplaatsen zoals zomerkolonies en winterverblijven (incl. daaraan gerelateerde zwermgebieden) de hoogste risicoklasse (klasse 3). Dit geldt vooral voor de soorten die extra gevoelig zijn voor windturbines (zie tabel 20). Momenteel zijn de



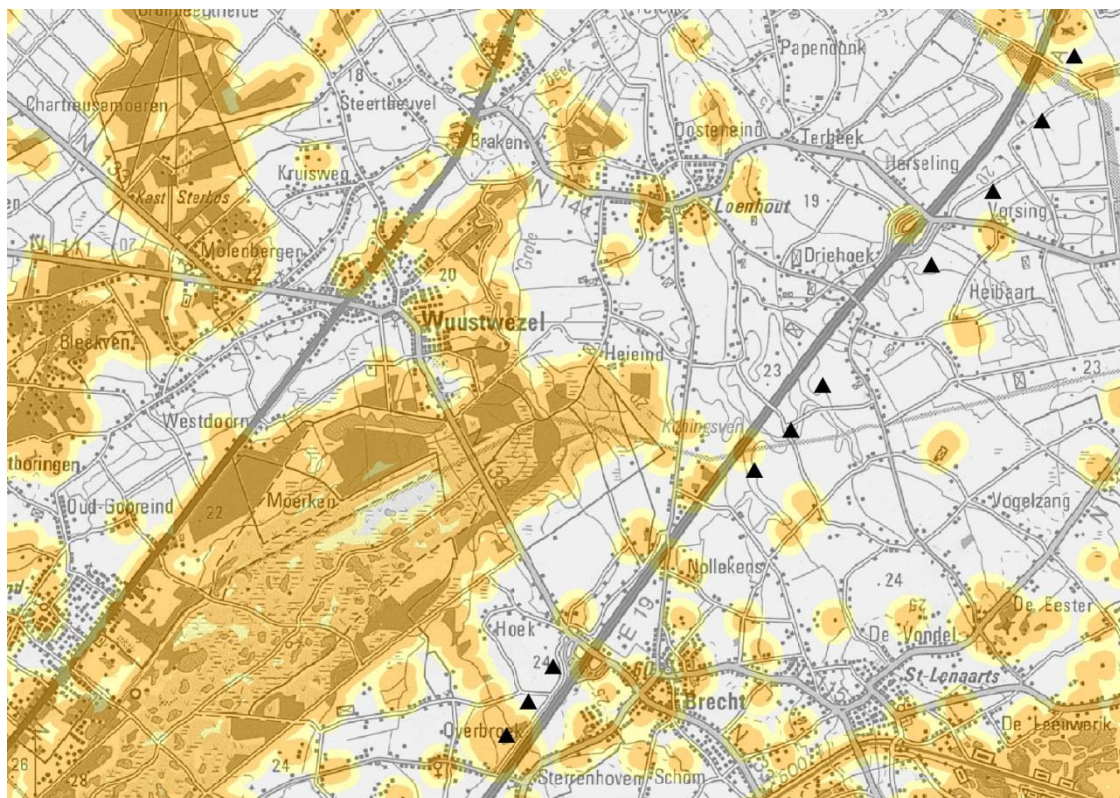
gegevens over verzamelaatsen te onvolledig voor opname in een huidige versie van hier beschikbare risicoatlas. In tabel 20 is de methodiek voor **risicoklasse 3** wel al mee opgenomen. Bij elk project is het aangeraden om lokale verspreidingsgegevens te verzamelen (zie deel 4.4).

### 7.1.2.3 Synthesekaart

De figuren 20 en 21 geven een beeld van de huidige beschikbare Vlaamse risicoatlas voor vleermuizen. Voor een bepaalde locatie wordt telkens de maximumscore weergegeven. Valt een locatie bijvoorbeeld onder risicoklasse 1 omwille van de nabijheid van een kanaal en tegelijk onder risicoklasse 2 omwille van de directe nabijheid van een bos langs dat kanaal, dan heeft de risicoklasse voor die locatie in de risicokaart klasse 2.



Figuur 20 Vlaamse risicoatlas vleermuizen-windturbines.



Figuur 21 Risicoatlas vleermuizen en bestaande turbines (zwarte driehoeken). Legende, zie figuur 20.

Meer informatie over risico's voor vleermuizen:

-Hötker *et al.* (2006)

<http://bergenhusen.nabu.de/bericht/englische%20windkraftstudie.pdf>

-Hötker (2006)

[http://bergenhusen.nabu.de/imperia/md/images/bergenhusen/impact\\_of\\_repowering.pdf](http://bergenhusen.nabu.de/imperia/md/images/bergenhusen/impact_of_repowering.pdf)

-Winkelman *et al.* (2008)

<http://edepot.wur.nl/2061>

-Rydell *et al.* (2010).

<http://www.bioone.org/doi/pdf/10.3161/150811010X537846>

-Rodrigues *et al.* (2014)

[http://www.eurobats.org/publications/eurobats\\_publication\\_series](http://www.eurobats.org/publications/eurobats_publication_series)

## 7.2 Meest voorkomende vogelsoorten buiten broedseizoen in pleister- en rustgebied

Tabel 21 De 20 en 10 respectievelijk meest voorkomende watervogel- en steltlopersoorten buiten de broedperiode in de gekende pleister- en rustgebieden. In de deelkaart 'pleister- en rustgebieden watervogels en steltlopers' werden voor de bepaling van het gemiddelde van alle soorten per gebied meer soorten meegenomen, nl. alle soorten ganzen, zwanen, reigers, eenden, overige watervogels en steltlopers, excl. exoten, meeuwen, hoenders en rallen. Exoten werden niet in beschouwing genomen/meegerekend. Hoewel de aantallen in onderstaande tabel niet meer actueel zijn, geven ze in het kader van een effectinschatting wel een goede indicatie (zie ook deel 4.3).

Soort	Gemiddelde 2000/2001-2009/2010 in pleister- en rustgebieden Vlaanderen	Bijlage I lijst, Vogelrichtlijn	2% norm Vlaamse winterpopulatie in pleister- en rustgebieden	15% norm Vlaamse winterpopulatie in pleister- en rustgebieden	1% norm biogeografische populatie (Wetlands International 2006)
dodaars	852		17	128	4000
fuut	2278		46	342	3600
aalscholver	4197		84	629	3900
blauwe reiger	1185		24	178	2700
knobbelzwaan	618		12	93	2500
kleine zwaan	280	x	6	42	200
toendrarietgans	1942		39	291	6000
kleine rietgans	30391		608	4559	420
kolgans	41426		829	6214	10000
grauwe gans	16037		321	2406	5000
bergeend	5084		102	763	3000
smient	74076		1482	11111	15000
krakeend	9376		188	1406	600
wintertaling	30411		608	4562	5000
wilde eend	75694		1514	11354	20000
pijlstaart	2611		52	392	600
slobeend	4084		82	613	400
tafeleend	14654		293	2198	3500
kuifeend	12974		259	1946	12000
brilduiker	308		6	46	11500
scholekster	2620		52	393	10200
kluut	487	x	10	73	730
goudplevier	4854	x	97	728	7500
kievit	46486		930	6973	20000
bonte strandloper	3128		63	469	13300
kemphaan	1575	x	32	236	12500
watersnip	806		16	121	20000
grutto	1636		33	245	1700
wulp	5782		116	867	8500
steenloper	1319		26	198	1500

### 7.3 Meegenomen vogelsoorten buiten broedseizoen op de slaapplaatsen

Tabel 22 Vogelsoorten buiten het broedseizoen die mee werden opgenomen voor de deelkaart 'slaapplaatsen'. \* = Bepaald op basis van watervogeltellingen en ganzentellingen in de pleister- en rustgebieden (INBO databank), geen bruikbare gegevens voorhanden van slaapplaatsstellingen. Hoewel de aantallen in onderstaande tabel niet meer actueel zijn (tot 2010), geven ze in kader van een effectinschatting een goede indicatie.

Soort	Maximum op slaapplaatsen of pleister- en rustgebieden in Vlaanderen	Bijlage I lijst, Vogelrichtlijn	2% norm Vlaamse populatie op slaapplaatsen	15% norm Vlaamse populatie op slaapplaatsen	1% norm biogeografische populatie (Wetlands International 2006)
aalscholver	5582		112	837	3900
kleine zwaan	578*	x	12	87	200
toendrarietgans	6298*		126	945	6000
kleine rietgans	37941*		759	5691	420
kolgans	55592*		829	6214	10000
grauwe gans	23079*		321	2406	5000
wulp	8216		164	1232	8500
kokmeeuw	203179		4064	30477	20000
stormmeeuw	139624		2792	20944	20000
grote mantelmeeuw	860		17	129	1800
kleine mantelmeeuw	662		13	99	5500
zilvermeeuw	19474		389	2921	20000

### 7.4 Meegenomen vogelsoorten voor de broedkolonies

Tabel 23 Vogelsoorten tijdens het broedseizoen die mee werden opgenomen voor in de deelkaart 'broedkolonies'. \* = De populatie van het totaal aantal individuen moet vergeleken worden met het aantal broedkoppels x3 (2 oudervogels en gemiddeld 1 jong per nest). Hoewel de aantallen in onderstaande tabel niet meer actueel zijn (tot 2010), geven ze in het kader van een effectinschatting een goede indicatie.

Soort	Maximum aantal broedkoppels van kolonies in Vlaanderen	Bijlage I lijst, Vogelrichtlijn	2% norm Vlaamse populatie broedkoppels in kolonies	15% norm Vlaamse populatie broedkoppels in kolonies	1% norm biogeografische populatie (Wetlands International 2006)
aalscholver	1227		25	184	3900*
blauwe reiger	2450		49	368	2700*
kleine zilverreiger	36	x	1	5	1300*
lepelaar	19	x	0	3	110*
ooievaar	60	x	1	9	930*
zwartkopmeeuw	1120	x	22	168	6600*
kokmeeuw	22000		440	3300	20000*
kleine mantelmeeuw	4748		95	712	5500*
zilvermeeuw	2570		51	386	20000*
visdief	3052	x	61	458	1900*
grote stern	4067	x	81	610	1700*
dwergstern	224	x	4	34	490*

## 7.5 Broedvogelsoorten risicoatlas vogels-winturbines

Tabel 24 Broedvogelsoorten van het bijzondere broedvogel (BBV) project, Rode Lijst\* van broedvogels inclusief categorie 'zeldzaam', en bijlage I-lijst Vogelrichtlijn, die al dan niet werden meegenomen voor de opmaak van de deelkaarten Broedkolonies (BK), Weidevogelgebieden (WG), Akkervogelgebieden (AG) en Bijzondere Broedvogels (BV), excl. exoten. \* = Rode-Lijstcategoriën 0 (uitgestorven), 1 (met uitsterven bedreigd), 2 (bedreigd), 3 (kwetsbaar) en Z (zeldzaam). Zie Devos et al. (2004).

Soort	BBV projectsoort	Rode Lijst	Bijlage I lijst	Niet meegenomen	Deelkaart
aalscholver	x				BK
roerdomp	x	1	x		BV
woudaap	x	1	x		BV
kwak	x	Z	x		BK
kleine zilverreiger	x	Z	x		BK
grote zilverreiger	x		x	x	
blauwe reiger	x				BK
ooievaar	x		x		BK
lepelaar	x		x		BK
zomertaling	x	2			BV
slobeend					WG
pijlstaart	x	Z		x	
wespendief	(x)		x		BV
rode wouw	x	Z	x	x	
zwarte wouw	x		x	x	
bruine kiekendief	x		x		BV
blauwe kiekendief	x		x		
grauwe kiekendief	x	1	x		BV
slechtvalk	x		x		BV
korhoen	x	0	x	x	
patrijs		3			AV
porseleinhoen	x	2	x		BV
kwartelkoning	x	1	x		WG
scholekster					WG
steltkluut	x	Z	x		BV
kluut	x		x		BV
kemphaan		0	x	x	
bontbekplevier	x	Z			BV
strandplevier	x	1			BV
kievit					WG-AG
watersnip	x	1			WG
grutto					WG
wulp					WG
tureluur	x	3			WG
zwartkopmeeuw	x		x		BK
kokmeeuw	x				BK
stormmeeuw	x	Z		x	
kleine mantelmeeuw	x	3			BK
zilvermeeuw	x				BK
visdief	x	3	x		BK
grote stern	x	1	x		BK
dwergstern	x	1	x		BK
noordse stern	x	Z		x	
zwarte stern		0	x	x	

zomertortel		2		x	
velduil	x	Z	x	x	
ijsvogel	x		x	x	
hop	x	0		x	
zwarte specht			x	x	
nachtzwaluw		3	x		BV
kuifleeuwerik	x	1			BV
veldleeuwerik		3			WG-AG
boomleeuwerik		3	x		BV
huiszwaluw		3		x	
graspieper		2			WG
boompieper		2		x	
duinpieper		0	x	x	
gele kwikstaart					WG-AG
nachtegaal		3		x	
blauwborst			x	x	
gekraagde roodstaart		3		x	
paapje	x	1			WG
tapuit	x	1			BV
kramsvogel		2		x	
graszanger	x	Z			BV
cetti's zanger	x	Z		x	BV
snor	x	1			BV
rietzanger		2		x	
grote karekiet	x	1			BV
baardmannetje	x	Z			BV
matkop		3		x	
buidelmees	x	Z			BV
wielewaal		2		x	
grauwe klauwier	x	1	x		BV
roodkopklauwier		Z		x	
klapekster	x	1		x	
ringmus					AG
kleine barmsijs	x	Z		x	
sijs	x	Z		x	
ortolaan	x	0	x	x	
goudvink		2		x	
geelgors		2			AG
grauwe gors		2			AG
rietgors		2		x	

Niet opgenomen voor opmaak deelkaarten broedvogels:

zomertortel	Rode Lijst, geen BV, geen Bijlage I
ijsvogel	Bijlage I, geen BV, geen Rode Lijst
zwarte specht	Bijlage I, geen BV, geen Rode Lijst
huiszwaluw	Rode Lijst, geen BV, geen Bijlage I
boompieper	Rode Lijst, geen BV, geen Bijlage I
nachtegaal	Rode Lijst, geen BV, geen Bijlage I
blauwborst	Bijlage I, geen BV, geen Rode Lijst
gekraagde roodstaart	Rode Lijst, geen BV, geen Bijlage I
kramsvogel	Rode Lijst, geen BV, geen Bijlage I
rietzanger	Rode Lijst, geen BV, geen Bijlage I
matkop	Rode Lijst, geen BV, geen Bijlage I
wielewaal	Rode Lijst, geen BV, geen Bijlage I
goudvink	Rode Lijst, geen BV, geen Bijlage I
rietgors	Rode Lijst, geen BV, geen Bijlage I

## 7.6 Aanvaringskans lokale vliegbewegingen vogels

Tabel 25 De kolom '50-150 m' geeft de globale aanvaringskans voor lokale vliegbewegingen bij grote moderne windturbines (> 1 MW). Let wel, tijdens de seizoenstrek (niet meegenomen in de tabel) vliegen ook veel vogels uit andere groepen (zoals zangvogels) hoger dan 50 m. Waarden tussen haakjes betekenen dat de aanvaringskans (globaal gezien) onzeker is of eerder uitzonderlijk. De vlieghoogte kan echter verschillen al naargelang de soort, het gebied, de omgeving, de periode van het jaar en de weersomstandigheden. Bij twijfelgevallen over een mogelijk betekenisvol effect, zullen gerichte tellingen in kader van het project of plan meer duidelijkheid kunnen brengen. Verdere informatie over aanvaringskansen is terug te vinden in deel 4.8 en publicaties waaronder Drewitt & Langston (2006), Hötker et al. (2006), Hötker (2006), Winkelman et al. (2008), Everaert (2008e), Gove et al. (2013) en Everaert (2014).

Soortgroep	Vlieghoogtes lokale vliegbewegingen zowel binnen als buiten broedseizoen	
	0-50 m	50-150 m
zwanen	X	X
ganzen	X	X
eenden	X	X
patrijs, kwartel(-koning)	X	(X)
futen	X	(X)
aalscholver	X	X
reigers, ooievaars	X	X
roofvogels	X	X
rallen	X	(X)
kraanvogels	X	X
steltlopers	X	X
meeuwen	X	X
sterns	X	X
duiven	X	X
koekoek	X	(X)
uilen	X	(X)
nachtzwaluw	X	X
gierzwaluwen	X	X
ijsvogel	X	
spechten	X	(X)
leeuweriken, piepers	X	X
zwaluwen	X	X
kwikstaarten	X	
lijsters	X	X
meeste kleine zangvogels	X	
boomklevers	X	
klauwieren	X	
ekster, gaai	X	
kraaien	X	(X)
spreeuw	X	X

## 7.7 Aanvaringskans en mogelijke invloed op het gedrag vleermuizen

Tabel 26 Vlieghoogtes en algemene aanvaringskansen van de in Vlaanderen voorkomende vleermuizen, alsook de afstanden tot waar vleermuizen via ultrasone detectie nog objecten kunnen waarnemen. Inclusief vermelding van de status in Vlaanderen en van de Europese bescherming volgens de Habitatrichtlijn (Richtlijn 92/43/EEG), op basis van Winkelman et al. (2008), Rodrigues et al. (2014), Lefevre & Boers (2009), Europese Commissie (2010), Rydell et al. (2010).

Soortnaam	Vlieg-hoogte ook 50-150 m ( < 50 m = alle soorten)	Risico (relatief) op sterfte door turbines	Max. afstand ultra-sonie detectie (m)	Aanwezig in Vlaams Gewest		Habitat- richtlijn, bijlage 2 en 4
				zomer	winter	
gewone grootoor	(X)	-	10-30	++	x	4
grijze grootoor	(X)	-	10-30	++	x	4
gewone dwergvleermuis	X	++	30	++	x	4
ruige dwergvleermuis	X	++	30-40	++	x	4
kleine dwergvleermuis	X	++	30	+		4
vale vleermuis	(X)	-	20-30	+	x	2,4
ingekorven vleermuis	(X)	-	15	++	x	2,4
franjestartaart		-	15-20	++	x	4
watervleermuis	(X)	-	30	++	x	4
meervleermuis	(X)	±	30	++	x	2,4
gewone baardvleermuis		-	15-20	++	x	4
brandt's vleermuis	(X)	-	20	++	x	4
bechsteins vleermuis		-	25	++	x	2,4
rosse vleermuis	X	++	100-150	++	x	4
bosvleermuis	X	++	80	++	x	4
laatvlieger	X	+	50	++	x	4
tweekleurige vleermuis	X	++	50	+		4
mopsvleermuis	(X)	+	20-30	++	x	2,4

-In de kolom '50-150 m' geven de waarden tussen haakjes een onzekerheid weer. De vlieghoogte kan echter verschillen al naargelang het gebied, de omgeving, de periode van het jaar, de weersomstandigheden en de reactie van de vleermuizen op de windturbines (bv. aantrekking).

-Het aanvaringsrisico bij grote, moderne windturbines (> 1 MW) is overgenomen uit de review in Winkelman *et al.* (2008) aangevuld met informatie uit Rodrigues *et al.* (2014), met waarden: - = relatief laag risico, ± = mogelijk risico, += risico, ++ = hoog risico.

-De maximale afstand waarop een soort nog ultrasone detectie heeft, is overgenomen uit Winkelman *et al.* (2008) en Rodrigues *et al.* (2014), op basis van de huidige kennis.

-Bij de kolom 'Aanwezigheid in Vlaams Gewest': x = overwinterend, + = voorkomend tijdens de zomer maar geen voortplanting, ++ = voorkomend tijdens de zomer en voortplanting vastgesteld (Lefevre & Boers, 2009; Everaert, 2015a,b).



## 8 REFERENTIES

Aarts B. & Bruinzeel L. (2009). De nationale windmolenrisicokaart voor vogels. SOVON-notitie 09-105. Samengesteld in opdracht van Vogelbescherming Nederland door SOVON Vogelonderzoek Nederland en Alterburg & Wymenga.

Adriaensen F., Van Damme S., Van den Bergh E., Van Hove D., Brys R., Cox T., Jacobs S., Konings P., Maes J., Maris T., Mertens W., Nachtergale L., Struyf E., Van Braeckel A. & Meire P. (2005). Instandhoudingsdoelstellingen Schelde-estuarium. Universiteit Antwerpen (ECOBÉ), Instituut voor Natuurbehoud, Vlaamse Gemeenschap (Afdeling Natuur), KU Leuven (Laboratorium Aquatische Ecologie). Rapportnummer: ECOBE 05-R82.

Ahlén I. (2003). Wind turbines and bats – a pilot study. Final report 11 December 2003. Dnr 5210P-2002-00473, P-nr. P20272-1. Department of Conservation Biology, Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU), Sweden.

Albouy S., Dubois Y. & Picq H. (2001). Suivi ornithologique des parcs éoliens du plateau de Garrigue Haute. ABIES bureau d'études et la LPO Aude, ADEME, Valbonne, France.

Alvares del Villar D'Onofrio A. (2005). Foraging areas for Sandwich and Common Terns in Belgian marine waters. Thesis submitted in partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science in Ecological Marine Management. Vrije Universiteit Brussel en Universiteit Antwerpen.

Anselin A., Devos K., Vermeersch G., Stienen E. & Onkelinx T. (2013). Toelichting bij het opstellen van de rapportage in het kader van artikel 12 van de Vogelrichtlijn en status van vogelsoorten met instandhoudings-populatiedoelen en van typische vogelsoorten van Natura 2000 habitattypes. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO, INBO.R.2014.1567208.

Arnett E.B., ed. (2005). Relationships between bats and wind turbines in Pennsylvania and West Virginia: an assessment of bat fatality search protocols, patterns of fatality, and behavioral interactions with wind turbines. A final report submitted to the Bats and Wind Energy Cooperative. Bat Conservation International. Austin, Texas, USA.

Arnett E.B., Huso M.M.P., Schirmacher M.R. & Hayes J.P. (2011). Altering turbine speed reduces bat mortality at wind-energy facilities. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9:209-214.

Arnett E.B., Barclay R.M.R. & Hein C.D. (2013). Thresholds for bats killed by wind turbines. *Frontiers in Ecology and the Environment* 11:171-171.

AVES environnement (2010). Parc éolien du Mas de Leuze, Saint-Martin-de-Crau. Etude de la mortalité des Chiroptères (17 mars – 27 novembre 2009). AVES environnement et le Groupe Chiroptères de Provence. Pour Energie du Delta.

AWEA (2015). Wind energy industry announces new voluntary practices to reduce overall impacts on bats by 30 percent. AWEA news, September 3, 2015 ([www.awea.org](http://www.awea.org)).

Bach P., Bach L., Ekschmitt K. & Frey K. (2013). Bat activity at different wind facilities in Northwest Germany. Poster presentation. CWE conference in Stockholm 5-7 February 2013, and 3rd International Bat Meeting in Berlin 1-3 March 2013.

Baerwald E., D'Amours G., Klug B. & Barclay R. (2008). Barotrauma is a significant cause of bat fatalities at wind turbines. *Current Biology* 18:695-696.

Balmori A. (2005). Possible effects of electromagnetic fields from phone masts on a population of White Stork (*Ciconia ciconia*). *Electromagnetic Biology and Medicine* 24:109-119.

Balmori A. (2009). Electromagnetic pollution from phone masts. Effects on wildlife. *Pathophysiology* 16:191-199.

Band W., Madders M. & Whitfield DP. (2007). Developing field and analytical methods to assess avian collision risk at wind farms. In "Lucas M., Janss GFE, Ferrer M., (eds). Birds and Wind Farms. Risk assessment and mitigation", p.259-275. Quercus.

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

Barova S. & Streit A. (ed.) (2014). Action plan for the conservation of the bat species in the European Union 2014-2020. Report of the European Commission & EUROBATS. Draft version 24/02/2014.

Behr O., Hochradel K., Mages J., Nagy M., Korner-Nievergelt F., Niermann I., Simon R., Stiller F., Weber N. & Brinkmann R. (2014). Bat-friendly operation algorithms: reducing bat fatalities at wind turbines in central Europe. Bats and Wind Energy Webinar. Webinar #1 in WREN Environmental Webinar Series, September 3, 2014.

Belyaev, IY. (2005). Non-thermal Biological Effects of Microwaves. *Microwave Review* 11:13-29.

Benner J.H.B., Berkhuizen J.C., de Graaff R.J. & Postma A.D. (1993). Impact of wind turbines on birdlife. Final report No. 9247. Consultants on Energy and the Environment, Rotterdam, The Netherlands.

Bern Conventie (2004). Aanbeveling 109E inzake windturbines. Council of Europe.

Bevanger, K., Berntsen, F., Clausen, S., Dahl, E.L., Flagstad, Ø., Follestad, A., Halley, D., Hanssen, F., E., Hoel, P.L., Johnsen, L., Kvaløy, P., May, R., Nygård, T., Pedersen, H.C., Reitan, O., Steinheim, Y. & Vang, R. (2009). "Pre- and post-construction studies of conflicts between birds and wind turbines in coastal Norway" (BirdWind). Progress Re-port 2009. - NINA Report 505. 70 pp.

Bevanger, K., Berntsen, F., Clausen, S., Dahl, E.L., Flagstad, Ø. Follestad, A., Halley, D., Hanssen, F., Johnsen, L., Kvaløy, P., Lund-Hoel, P., May, R., Nygård, T., Pedersen, H.C., Reitan, O., Røskoft, E., Steinheim, Y., Stokke, B. & Vang, R. (2010). Pre- and post-construction studies of conflicts between birds and wind turbines in coastal Norway (BirdWind). Report on findings 2007-2010. - NINA Report 620. 152 pp.

Bioinitiative (2007). The BioInitiative Report: A Rationale for a Biologically-based Public Exposure Standard for Electromagnetic Fields (ELF and RF). [www.bioinitiative.org](http://www.bioinitiative.org)

Birdlife Europe (2011). Meeting Europe's Renewable Energy Targets in Harmony with Nature (eds. Scrase I. and Gove B.). The RSPB, Sandy, UK.

Birdlife International (2001). Important Bird Areas and potential Ramsar Sites in Europe. BirdLife International, Wageningen. The Netherlands.

Birdlife International (2005). Position Statement on Wind Farms and Birds. Adopted by the BirdLife Birds and Habitats Directive Task Force on 9 December 2005.

Blew J., Hoffmann M., Nehls G. & Hennig V. (2008). Investigations of the bird collision risk and the responses of harbour porpoises in the offshore wind farms Horns Rev, North Sea, and Nysted, Baltic Sea, in Denmark. Part I: Birds. Final report 2008. Universität Hamburg & BioConsult SH.

BMM (2004). Bouw en exploitatie van een windmolenpark nabij de westelijke havendam van Zeebrugge in de Noordzee: Milieueffectenbeoordeling van het project ingediend door de n.v. SPE. Beheerseheid van het Mathematisch Model van de Noordzee, Brussel. [Construction and exploitation of a wind farm at the western port breakwater of Zeebrugge: Environmental Impact Assessment of the SPE-project. Management Unit of the North Sea Mathematical models, Brussels]

Bolker E.D., Hatch J.J. & Zara C. (2006). Modelling bird passage through a wind farm.

- Boonman M. & Smit G. (2011). Randeffecten van snelwegen op vleermuizen. *Zoogdier* 22: 18-20.
- Boonman M., Limpens H., La Haye M., van der Valk M. & Hartman J.C. (2013). Protocollen vleermuisonderzoek bij windturbines. Rapport 2013.28, Zoogdierverseniging & Bureau Waardenburg.
- Brenninkmeijer A., Koopmans M. & Knol G. (2007). Monitoring aanvaringssslachtoffers windpark Delfzijl-Zuid. Rapportage maart 2006 – juni 2007. Alterburg & Wymenga rapport 801.
- Brenninkmeijer A., Koopmans M. & van Dijk K. (2008). Vervolgmonitoring aanvaringssslachtoffers windpark Delfzijl-Zuid. Rapportage maart 2007 – juni 2008. Alterburg & Wymenga rapport 1058.
- Brenninkmeijer A. & Koopmans M. (2009). Vervolgmonitoring aanvaringssslachtoffers windpark Delfzijl-Zuid. Rapportage maart 2008 – juni 2009. Alterburg & Wymenga rapport 1290.
- Brinkmann R., Behr O., Niermann I. & Reich M. (red.). (2011a). Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduction des Kollisionsrisikos von Fledermäuse an Onshore-Windkraftanlagen. Umwelt und Raum, Band 4. Cuvillier Verlag, Göttingen.
- Brinkmann R., Korner-Nievergelt F., Behr O. & Niermann I. (2011c). Zusammenfassung der praxisrelevanten Ergebnisse und offene Fragen In: Brinkmann et al., 2011, p 425-457.
- Bureau Waardenburg (2005). De schatting van het aantal aanvaringssslachtoffers in windparken. Versie 02, juli/augustus 2005.
- Buurma L.S. & Van Gasteren H. (1989). Trekvogels en obstakels langs de Zuidhollandse kust. Radarwaarnemingen van vogeltrek en het aanvaringsrisico bij hoogspanningsleidingen en windturbines op de Maasvlakte. Koninklijke Luchtmacht, sectie Ornithologie, 's Gravenhage.
- Chamberlain DE., Rehfisch MM., Fox AD., Desholm M. & Anthony SJ. (2006). The effect of avoidance rates on bird mortality predictions made by wind turbine collision risk models. *Ibis* 148 (Suppl.1):198-202.
- Chirotech (2013) Chirotech Assessment of research program 2006 – 2012. Powerpoint Presentatie. Zie ook <http://www.biotope.fr/index.php?theme=recherche>
- Collins J. & Jones G. (2009). Differences in bat activity in relation to bat detector height: implications for bat surveys at proposed windfarm sites. *Acta Chiropterologica* 11: 343-350.
- Cook A. & Collier M. (2015). Understanding Avian Collision Rate Modeling and Discussing what this Means in a Population Context at Land-Based and Offshore Windfarms. Webinar #3 in WREN Environmental Webinar Series, April 2, 2015.
- Cooper B.A., Day R.H., Ritchie R.J. & Cranor C.L. (1991). An improved marine radar system for studies of bird migration. *Journal of Field Ornithology* 62:367-377.
- Cooper B.A. (1995). Use of radar for wind power related avian research. 1995 National Avian Wind Power Planning Meeting Proceedings. National Wind Coordinating Committee.
- Courtens W. & Kuijken E. (2004). Een studie naar de instandhoudingsdoelstellingen voor het Vogelrichtlijngebied "3.2 Poldercomplex". Instituut voor Natuurbehoud. Adviesnota IN.A.2004.64.
- Courtens W. & Stienen E. (2004). Voorstel tot afbakening van een vogelrichtlijngebied voor het duurzaam in stand houden van de broedpopulaties van kustbroedvogels te Zeebrugge – Heist. Instituut voor Natuurbehoud. Adviesnota IN.A.2004.100.
- Croft S., Budgey R., Pitchford J.W. & Wood A.J. (2013). The influence of group size and social interactions on collision risk with obstacles. *Ecological Complexity* 16:77-82.

Cryan P.M., Gorresen P.M., Hein C.D., Schirmacher M.R., Diehl R.H., Huso M.M., Hayman D.T.S., Fricker P.D., Bonaccorso F.J., Johnson D.H., Heist K. & Dalton D.C. (2014). Behavior of bats at wind turbines. *PNAS* 111:15126–15131, doi: 10.1073/pnas.1406672111

Cucurachi S, Tamis W.L.M., Vijver M.G., Peijnenburg W.J.G.M., Bolte J.F.B. & de Snoo G.R. (2013). A review of the ecological effects of radiofrequency electromagnetic fields (RF-EMF). *Environment International* 51:116–140.

David K., Peeters H., Putzeys G., Van den Balck E., Heirman S., Cattrysse J. & De Clerck W. (2010). Project-MER Power Port Zeebrugge. Bouw van windturbines haven Zeebrugge. Grontmij Vlaanderen. Projectnummer 257426. In opdracht van Evelop Belgium.

De Groote D. & Roggeman W. (2006). Gebruik van radarsystemen voor monitoring van de avifauna op de Thorntonbank. Studie uitgevoerd in opdracht van het Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, Beheerseenheid Mathematisch Model van de Noordzee.

Desholm M. (2003). Thermal Animal Detection System (TADS). Development of a method for estimating collision frequency of migrating birds at offshore wind turbines. National Environmental Research Institute. NERI Technical Report 440. Rønde, Denmark.

De Smedt P., Colpaert R., Schoukens H. & WaÛters F. (2007). Speciale Beschermingszones in Vlaanderen. Juridische aspecten en richtlijnen voor de praktijk. De Smedt, P. (ed.), Uitgeverij Vanden Broele, Brugge.

Desholm M. & Kahlert J. (2005). Avian collision risk at an offshore wind farm. *Biology Letters* 1:296–298.

Desholm M., Fox AD., Beasley DL. & Kahlert J. (2006). Remote techniques for counting and estimating the number of bird–wind turbine collisions at sea: a review. *Ibis* 148 (Suppl.1):76–89.

DeTect (2007). Avian radar systems. Detect Inc. Florida, USA.

Devereux C., Denny M. & Whittingham M. (2008). Minimal effects of wind turbines on the distribution of wintering farmland birds. *Journal of Applied Ecology* 45:1689–1694.

Devos K., Decler K., Kuijken E., Galle W. & Martens E. (2001). Wetenschappelijke onderbouwing voor de erkenning en afbakening van drie nieuwe Ramsar-gebieden in Vlaanderen (Oostkustpolders, Bourgoyen-Ossemeersen en Vijvergebied Midden-Limburg). Instituut voor Natuurbehoud. Adviesnota IN.A.172.

Devos K., Anselin A. & Vermeersch G. (2004). Een nieuwe Rode Lijst van de broedvogels in Vlaanderen (versie 2004). In: Vermeersch G., Anselin A., Devos K., Herremans M., Stevens J., Gabriëls J. & Van Der Krieken B., 2004. Atlas van de Vlaamse broedvogels 2000-2002. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud, nr.23.

Devos K., Goethals V., Ameeuw G., De Rycke A., & Decler K. (2006). Instandhoudingdoelstellingen voor het Europees Vogelrichtlijngebied "IJzervallei" (en het Blankaartbekken in het bijzonder). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Adviesnota INBO.A.2006.150.

Devos K. & Onkelinx T. (2013). Overwinterende watervogels in Vlaanderen. Populatieschattingen en trends (1992 tot 2013). *Natuur.oriolus* 79: 113-130.

Devriendt N., Dooms G., Liekens J., Nijs W. & Pelkmans L. (2005). Prognoses voor hernieuwbare energie en warmtekrachtkoppeling tot 2020. Eindrapport 2005/ETE-IMS/R. Studie uitgevoerd in opdracht van ANRE. VITO-3E.

Dierschke V., Hüppop O. & Garthe S. (2003). Populationsbiologische Schwellen der Unzulässigkeit für Beeinträchtigungen der Meeresumwelt am Beispiel der in der deutschen Nord- und Ostsee vorkommenden Vogelarten. *Seevögel*, Band 24/Heft3. 2003. Zeitschrift Verein Jordsand, Hamburg.

Dierschke V. & Bernotat D. (2012). Übergeordnete Kriterien zur Bewertung der Mortalität wildlebender Tiere im Rahmen von Projekten und Eingriffen – unter besonderer Berücksichtigung der deutschen Brutvogelarten - Stand 02.11.2012 – draft report.

Dirksen S., Spaans A. & van der Winden. J. (2007). Collision risks for diving ducks at semi-offshore wind farms in freshwater lakes: a case study. In "Lucas M., Janss GFE, Ferrer M., (eds). Birds and Wind Farms. Risk assessment and mitigation". Quercus 2007.

DNF-DEMNA (2010). Etude pre-implantatoire complémentaire relative aux chauves-souris requise par les services du DNF et du DEMNA pour une demande d'implantation d'éoliennes à moins de 200m des lisières forestières. Réalisation : Département de l'Etude du Milieu Naturel et Agricole (Jérémy Simar & Thierry Kervyn). Département de la Nature et des Forêts (Sandrine Lamotte).

DNF-DEMNA (2012). Project éoliens. Note de référence pour la prise en compte de la biodiversité. Réalisation : Département de l'Etude du Milieu Naturel et Agricole (Simar J. & Kervyn T.), Département de la Nature et des Forêts (Lamotte S., Liegeois S. & Bizoux J.P).

Drewitt A. & Langston R. (2006). Assessing the impacts of wind farms on birds. *Ibis* 148:29-42.

Dulac P. (2008). Evaluation de l'impact du parc éolien de Bouin (Vendée) sur l'avifaune et les chauves-souris. Bilan de 5 années de suivi. Ligue pour la Protection des Oiseaux délégation Vendée / ADEME Pays de la Loire / Conseil Régional des Pays de la Loire, La Roche-sur-Yon – Nantes.

Dumon G. (2006). Database of wind direction and wind velocity in Zeebrugge for 2004 and 2005. AWZ, Hydrografie & Hydrometeo.

Dürr T. (2014). Kollision von Fledermäuse durch Windkraftanlagen. Daten aus Archiv der Staatlichen Vogelschutzwarte Brandenburgs, Buckow.

Dürr T. (2014). Vogelverluste an Windkraftanlagen. Daten aus Archiv der Staatlichen Vogelschutzwarte Brandenburgs, Buckow.

Engels S., Schneider N-L., Lefeldt N., Hein C.M., Zapka M., Michalik A., Elbers D., Kittel A., Hore P.J. & Mouritsen H. (2014). Anthropogenic electromagnetic noise disrupts magnetic compass orientation in a migratory bird. *Nature* 509:353–356.

Eurobats (2003, 2006). Resolutions 4.7 (2003) and 5.6 (2006). Wind turbines and bat populations.

EUROBATS (2012). Report of the IWG on Wind Turbines and Bat Populations. 17th Meeting of the Advisory Committee. Dublin, Ireland, 15 – 17 May 2012. Doc.EUROBATS.AC17.6

EUROBATS (2013). Progress report of the IWG on "wind turbines and bat populations". 18th Meeting of the Advisory Committee. Sofia, Bulgaria, 15 – 17 April 2013. Doc.EUROBATS.AC18.6

Europese Commissie (2000a). Beheer van "Natura 2000"-gebieden. De bepalingen van artikel 6 van de habitatrichtlijn (Richtlijn 92/43/EEG), Bureau voor officiële publicaties der Europese Gemeenschappen, Luxemburg.

Europese Commissie (2000b). Verslag van de Commissie over de toepassing van Richtlijn 79/409/EEG inzake het behoud van de vogelstand. Brussel, 29.03.2000. COM(2000)180.

Europese Commissie (2008). Gidsdocument voor de jacht in het kader van Richtlijn 79/409/EEG van de Raad inzake het behoud van de vogelstand. De Vogelrichtlijn. Europese Commissie, februari 2008.

Europese Commissie (2010). Wind energy developments and Natura 2000. Guidance document. EU Guidance on wind energy development in accordance with the EU nature legislation.

Evans W., Akashi Y., Altman N. & Manville A. (2007). Response of night-migrating songbirds in cloud to colored and flashing light. *North American Birds* 60:476-488.

Everaert J., Devos K. & Kuijken E. (2002). Windturbines en vogels in Vlaanderen. Voorlopige onderzoeksresultaten en buitenlandse bevindingen. Rapport Instituut voor Natuurbehoud, IN.R.2002.3.

Everaert J. (2003). Windturbines en vogels in Vlaanderen: voorlopige onderzoeksresultaten en aanbevelingen. *Natuur.Oriolus* 69:145-155.

Everaert J., Devos K. & Kuijken E. (2003). Vogelconcentraties en vliegbewegingen in Vlaanderen. Beleidsondersteunende vogelatlas – achtergrondinformatie voor de interpretatie. Rapport Instituut voor Natuurbehoud. IN.R.2003.02.

Everaert J. (2006). Plaatsing van windturbines in het Rechterscheldeoevergebied te Antwerpen. Nieuwe aanbevelingen in het kader van een mogelijke impact op vogels. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Adviesnota INBO.A.2006.32.

Everaert J. & Bauwens D. (2007). A possible effect of electromagnetic radiation from mobile phone base stations on the number of breeding House Sparrows (*Passer domesticus*). *Electromagnetic Biology and Medicine* 26:63-72.

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

Everaert J. (2008a). Windturbines in Zeebrugge. Richtinggevend advies betreffende een mogelijke impact op de fauna. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Adviesnota INBO.A.2008.43.

Everaert J. (2008b). Globale afweging potentiële zoekzones (tweede fase) voor windturbines in kader van Provinciaal Beleidskader Windturbines. Onderzoek naar de mogelijke effecten op de fauna. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Adviesnota INBO.A.2008.110.

Everaert J. (2008c). Oprichten van windturbines in noordelijk deel van het Rechterscheldeoevergebied. Richtinggevend advies met betrekking tot een mogelijke impact op de fauna. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Adviesnota INBO.A.2008.194.

Everaert J. (2008d). Bouw van 13 windturbines langs de E17 in Laarne, Berlare en Zele. Windturbinepark Scheldeland. Analyse van een mogelijke impact op vogels en vleermuizen. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Adviesnota INBO.A.2008.211.

Everaert J. (2008e). Effecten van windturbines op de fauna in Vlaanderen: onderzoeksresultaten, discussie en aanbevelingen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, 2008(44). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

Everaert J. (2009). Windturbines in de Gentse Kanaalzone. Update van eerdere adviezen inzake de mogelijke effecten op de fauna. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Adviesnota INBO.A.2009.135.

Everaert J., Peymen J. & van Straaten D. (2011). Risico's voor vogels en vleermuizen bij geplande windturbines in Vlaanderen. Dynamisch beslissingsondersteunend instrument. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2011.32. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO).

Everaert J. & Peymen J. (2013). Aanvullingen op het rapport "Risico's voor vogels en vleermuizen bij geplande windturbines in Vlaanderen (INBO.R.2011.32)". Aanzet voor een beoordelings- en significantiekader'. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2013.44. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO), Brussel.

Everaert J. (2014a). Collision risk and micro-avoidance rates of birds with wind turbines in Flanders. *Bird Study* 61: 220-230.

- Everaert J. (2014b). Uitgestorven gewaande mopsvleermuis duikt op in het Waasland. In Natuurbericht.be.
- Everaert J. (2014c). Uitgestorven gewaande mopsvleermuis (*Barbastella barbastellus*) duikt op in Vlaanderen. *VLEN-Nieuwsbrief* 73(2):18-22.
- Everaert J. (2015a). Kolonies uitgestorven gewaande mopsvleermuis ontdekt in Sint-Niklaas. Persbericht [www.vzwdurme.be](http://www.vzwdurme.be)
- Everaert J. (2015b). Verslag soortenbeschermingsproject vleermuizen in het Waasland 2015, met bijzondere aandacht voor de mopsvleermuis. Vzw Durme, in samenwerking met de Vleermuizenwerkgroep van Natuurpunt.
- Exo K-M., Hüppop O. & Garthe S. (2003). Birds and offshore wind farms: a hot topic in marine ecology. *Wader Study Group Bulletin* 100:50-53.
- Feys S. & Vermeersch G. (2014). Actualisering akker- en weidevogelkerngebieden. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2014.1501602, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO), Brussel.
- Feltl J., Werner M. & Kaminsky S.K. (2015) Activity of bats in different altitudes at wind measurement masts and wind turbines. Poster presentation, Conference on Wind energy and Wildlife impacts - CWW. March 10-12, 2015, Berlin.
- Fijn R.C., Krijgsveld K.L., Prinsen H.A.M., Tijssen W. & Dirksen S. (2007). Effecten op zwanen en ganzen van het ECN windturbine testpark in de Wieringermeer. Aanvaringsrisico's en verstoring van foeragerende vogels. Bureau Waardenburg rapport nr. 07-094.
- Follestad A., Flagstad O, Nygard T., Reitan O. & Schulze J. (2007). Vindkraft og fugl på Smøla 2003-2006 (Wind power and birds at Smøla 2003-2006). Norwegian Institute for Nature Research (NINA) report 248 (78 p).
- Garthe S. & Hüppop O. (2004). Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabirds: developing and applying a vulnerability index. *Journal of Applied Ecology* 41:724-734.
- Gauthreau S.A. & Belser C.G. (1999). The behavioral responses of migrating birds to different lighting systems on tall towers. Proceedings of the Workshop 'Avian mortality at communication towers'. Cornell University, August, 11th, 1999.
- Gill J.P., Townsley, M. & Mudge, G.P. (1996). Review of the impacts of wind farms and other aerial structures upon birds. Scottish Natural Heritage Review. No. 21.
- Goodman R. & Blank M. (2002). Insights into electromagnetic interaction mechanisms. *Journal of cellular physiology* 192:16-22.
- Gove B., Langston R.H.W., McCluskie A., Pullan J.D. & Scrase I. (2013). Windfarms and birds: An updated analysis of the effects of windfarms on birds, and best practice guidance on integrated planning and impact assessment. Report by Birdlife International on behalf of the Bern Convention. Council of Europe T-PVS/Inf(2013)15.
- Grünkorn T., Diederichs A., Stahl B., Poszig D. & Nehls G. (2005). Entwicklung einer Methode zur Abschätzung des Kollisionsrisikos von Vögeln an Windenergieanlagen. Bio Consult SH, Enderbericht März 2005. Im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein.
- Harmata A.R., Podruzny K.M., Zelenak J.R. & Morrison M.L. (1999). Using marine surveillance radar to study bird movements and impact assessment. *Wildlife Society Bulletin* 27:44-52.
- Heath MF., Evans MI., eds. (2000). Important Bird Areas in Europe: Priority sites for conservation. 1: Northern Europe. Cambridge, UK: BirdLife International (BirdLife Conservation Series No, 8).

Heijligers W., van der Vliet R. & Wegstapel C. (2015). Toepassing van de 1%-norm bij ecologische beoordelingen. Vrijstellingsbesluit is een dooie mus. *Toets* 2015/4.

Hens M., Dochy O., Guelinckx R., Wils C., Devos K. & Vermeersch G. (2009). Beheergebieden akkervogels. INBO presentatie, Infomoment Vlaamse Landmaatschappij (VLM), 18 februari 2009, Brussel.

Hodos W. (2003). Minimization of Motion Smear: Reducing Avian Collisions with Wind Turbines. University of Maryland. Prepared under subcontract No. XAM 9-29211-01, National Renewable Energy Laboratory, Colorado. Contract No. DE-AC36-99-GO10337.

Hof van Justitie (2000). Arrest van het Hof (C-374/98). Niet-nakoming – Richtlijnen 79/409/EEG en 92/43/EEG – Behoud van vogelstand – Speciale beschermingszones. Europees Hof van Justitie, 7 dec. 2000.

Hof van Justitie (2011). Arrest van het Hof (C-435/09). Niet-nakoming – Richtlijn 85/337/EEG – Milieueffectbeoordeling van bepaalde openbare en particuliere projecten – Selectiecriteria – Vaststelling van drempelwaarden – Omvang van project. Europees Hof van Justitie, 24 maart 2011.

Hoge Gezondheidsraad (2008). Mogelijke biologische effecten van gemoduleerde microgolven. Publicatie van de Hoge Gezondheidsraad, nr. 8194.

Horn J.W., Arnett E.B. & Kunz T.H. (2008). Behavioral responses of bats to operating wind turbines. *Journal of Wildlife Management* 72:123-132.

Hötcker H., Thomsen K.M. & Köster H. (2006). Impacts on biodiversity of exploitation of renewable energy sources: the example of birds and bats. Facts, gaps in knowledge, demands for further research, and ornithological guidelines for the development of renewable energy exploitation. Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.

Hötcker H. (2006). The impact of repowering of wind farms on birds and bats. Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen. Original publication in German.

Hötcker H. (2008). Personal communication about the results from the "International workshop on Birds of Prey and Wind Farms". 21-22 October 2008, NABU, Berlin.

Hötcker, H., Krone, O. & Nehls, G. (2013): Greifvögel und Windkraftanlagen: Problemanalyse und Lösungsvorschläge. Schlussbericht für das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Michael-Otto-Institut im NABU, Leibniz-Institut für Zoo- und Wildtierforschung, BioConsult SH, Bergenhusen, Berlin, Husum.

Hundt L., ed. (2012). Surveying proposed onshore wind turbine developments. Chapter 10 in: *Bat Surveys, Good Practice Guidelines*, 2nd edition. Bat Conservation Trust.

Hyland, G. J. (2000). Physics and biology of mobile telephony. *The Lancet* 356:1833-1836.

ICEMS (2006). Benevento Resolution. *Electromagnetic Biology and Medicine* 25:197-200.

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

Johnson G.D., Strickland M.D., Erickson W.P., Young D.P. Jr. (2007). Use of data to develop mitigation measures for wind power development impacts to birds. In "Lucas M., Janss GFE, Ferrer M., (eds). *Birds and Wind Farms. Risk assessment and mitigation*", p.241-257. Quercus.

Kaatz J. (2002). Brandenburger Ornithologe Dr. Jürgen Kaatz: Alle Windanlagen über 100 Meter Nabenhöhe kritisch für Zugvögel / Rotorblätter treffen mit 230 km/Stunde auf Vögel. WKA Vogelkollisionen und Hinweis auf Fachtagung "Windenergie und Vögel - Ausmaß und Bewältigung eines Konfliktes". 29-30 Nov. 2001. Technische Universität Berlin.

Karlsson J. (1983). Fåglar och vindkraft. Resultatrapport 1977-1982. Sweden.



- Kepel A., Ciechanowski M. & Jaros R. (2011). How to assess the potential impact of wind turbines on bats using bat activity surveys? A case study from Poland. XII European Bat Research Symposium, Vilnius, Lithuania August 22-26, 2011. str. 72.
- Khurana V.G., Hardell L., Everaert J., Bortkiewicz A., Carlberg M. & Ahonen M. (2010). Epidemiological evidence for a health risk from mobile phone base stations. *International Journal of Occupational and Environmental Health* 16:263-267.
- Kleyheeg-Hartman J., Krijgsveld K. & Dirksen S. (2013). Het Flux-Collision Model voor de berekening van soortspecifieke aantallen vogelslachtoffers bij windturbines. Versie 30 september 2013.
- Kleyheeg-Hartman J., Krijgsveld K., Collier M.P. & Dirksen S. (2015). Towards improved estimates of bird collisions with wind turbines offshore and on land: comparing and improving theoretical and empirical collision rate models. Poster presentation, Conference of Wind energy and Wildlife impacts (CWW) 2015, Berlin.
- Klop E. & Brenninkmeijer A. (2014) Monitoring aanvaringsslachtoffers Windpark Eemshaven 2009-2014, Eindrapportage vijf jaar monitoring. A&W-rapport 1975. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.
- Koop B. (1997). Vogelzug und Windenergieplanung. Beispiele für Auswirkungen aus dem Kreis Plön. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 29:202-206.
- Korn M. & Scherner E.R. (2000). Raumnutzung von Feldlerchen (*Alauda arvensis*) in einem Windpark. *Natur und Landschaft* 75:74-75.
- Korner-Nievergelt F., Brinkmann R., Niermann I. & Behr O. (2013). Estimating bat and bird mortality occurring at wind energy turbines from covariates and carcass searches using mixture models. *PLOS ONE* 8:e67997.
- Korner-Nievergelt F., Almasi B., Brinkmann R., Hochradel K., Hurst J., Mages J., Naucke A., Nagy M., Niermann I., Reers H., Simon R., Weber N. & Behr O. (2015) Predicting bat collision rates: a comparison of two models. Poster presentation, Conference on Wind energy and Wildlife impacts - CWW. March 10-12, 2015, Berlin.
- Niermann I. & Behr O. (2013). Estimating bat and bird mortality occurring at wind energy turbines from covariates and carcass searches using mixture models. *PLOS ONE* 8:e67997.
- Kremlis G. (2003). Letter concerning question about Article 4(4) of the Birds Directive 79/409/EEC. European Commission, Directorate-General Environment, Directorate D. Brussels.
- Krijgsveld KL., Akershoek K., Schenk F., Dijk F. & Dirksen S. (2009). Collision risk of birds with modern large wind turbines. *Ardea* 97:357-366.
- Kruckenbergh H. & Jaene J. (1999). Zum Einfluss eines Windparks auf die Verteilung weidender Blässgänse im Rheiderland (Landkreis Leer, Niedersachsen). *Natur und Landschaft* 74:420-427
- Kunz T.H., Arnett E.B., Cooper B.M., Erickson W.P., Larkin R.P., Mabee T., Morrison M.L., Strickland M.D. & Szewczak J.M. (2007a). Assessing impacts of wind-energy development on nocturnally active birds and bats: a guidance document. *Journal of Wildlife Management* 71:2449-2486.
- Kunz T.H., Arnett E.B., Erickson W.P., Hoar A.R., Johnson G.D., Larkin R.P., Strickland M.D., Thresher R.W. & Tuttle M.D. (2007b). Ecological impacts of wind energy development on bats: questions, research needs, and hypotheses. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5:315-324.
- LAG-VSW (2007). Abstandsregelungen für Windenergieanlagen zu bedeutsamen Vogellebensräumen sowie Brutplätzen ausgewählter Vogelarten. Länder-Arbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten (LAG-VSW). *Vogelschutz* 44:151-154.

Langston R.H.W. (2006). Impact of the Smøla windfarm on the White-tailed Eagle. Personal communication.

LANU (2008). Empfehlungen zur Berücksichtigung tierökologischer Belange bei Windenergieplanungen in Schleswig-Holstein. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein.

Larmuseau I., De Smedt P. & Roelandts B. (2010). Vlaams omgevingsrecht. LDR Omgevingsrechtadvocaten, België. Europa Law Publishing.

Larmuseau I. & Beke K. (2015). Integreerbaarheid monitoringsprogramma in stedenbouwkundige vergunning: advies. LDR advocaten in omgevingsrecht. O/Ref.: 1105/42-11797/IL.

Larsen J.K. & Madsen J. (2000). Effects of wind turbines and other physical elements on field utilization by Pink-footed Geese (*Anser brachyrhynchus*): A landscape perspective. *Landscape Ecology* 15:755-764.

Lefevre A. & Boers K. (2009). Vleermuizen in Vlaanderen. Voorkomen, onderzoek en bescherming. *Natuur.focus* 8:44-48.

Lehnert L.S., Kramer-Schadt S., Schönborn S., Lindecke O., Niermann I. & Voigt C.C. (2014). Wind farm facilities in Germany kill Noctule Bats from near and far. *PLOS ONE* 9(8) – e103106.

Lekuona J. (2001). Uso del espacio por la avifauna y control de la mortalidad de aves y murciélagos en los parques eólicos de Navarra durante un ciclo anual. Informe Técnico. Dirección General de Medio Ambiente. Departamento de Medio Ambiente, Ordenación del Territorio y Vivienda. Gobierno de Navarra.

Limpens H., Huitema H. & Dekker J. (2007). Vleermuizen en windenergie, Analyse van effecten en verplichtingen in het spanningsveld tussen vleermuizen en windenergie, vanuit de ecologische en wettelijke invalshoek. VZZ rapport 2006.50. Zoogdiervereniging VZZ, Arnhem, in opdracht van SenterNovem.

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

Limpens H. & Schillemans M. (2016). SVI voor vleermuizen bepalen in concreet plangebied. Methodiek voor staat van instandhouding. *Toets* 2016/1.

Long C.V., Flint J.A. & Lepper P.A. (2011). Insect attraction to wind turbines: does colour play a role? *European Journal of Wildlife Research* 57:323-331.

Long C.V., Lepper P.A. & Flint J.A. (2011). Ultrasonic noise emissions from wind turbines: potential effects on bat species. IN: 10th International Congress on Noise as a Public Health Problem (ICBEN2011), 24th-28th July 2011, London. Proceedings of the Institute of Acoustics, 33 (3), pp. 907 – 913.

Louette G., Adriaens D., De Knijf G. & Paelinckx D. (2013). Staat van instandhouding (status en trends) habitattypen en soorten van de Habitatrichtlijn (rapportageperiode 2007-2012). Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2013 (INBO.R.2013.23). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Lucas M., Janss G., Whitfield D. & Ferrer M. (2008). Collision fatality of raptors in wind farms does not depend on raptor abundance. *Journal of Applied Ecology* 45:1695-1703.

Maes D., Baert K., Boers K., Casaer J., Criel D., Crevecoeur L., Dekeukeleire D., Gouwy J., Gyselings R., Haelters J, Herman D, Herremans M, Huysentruyt F, Lefebvre J, Lefevre A, Onkelinx T, Stuyck J, Thomaes A, Van Den Berge K, Vandendriessche B, Verbeylen G & Vercayie

- D. (2014). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. De IUCN Rode Lijst van de zoogdieren in Vlaanderen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.R.2014.1828211. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Marques A.T., Batalha H., Rodrigues S., Costa H., Pereira M.J.R., Fonseca C., Mascarenhas M. & Bernardino J. (2014). Understanding bird collisions at wind farms: an updated review on the causes and possible mitigation strategies. *Biological Conservation* 179:40-52.
- Martin G.R. (2011). Understanding bird collisions with man-made objects: a sensory ecology approach. *Ibis* 153:239-254.
- Masden E. & Cook A. (2016). Avian collision risk models for wind energy impact assessments. *Environmental Impact Assessment Review* 56:43-49.
- Mathews F., Swindells M., Goodhead R., August T.A., Hardman P., Linton D.M. & Hosken D.J. (2013). Effectiveness of search dogs compared with human observers in locating bat carcasses at wind-turbine sites: A blinded randomized trial. *Wildlife Society Bulletin* 37:34-40.
- May R., Hamre Ø., Vang R. & Nygård T. (2012). Evaluation of the DTBird video-system at the Smøla wind-power plant. Detection capabilities for capturing near-turbine avian behaviour. NINA Report 910.
- May R. (2015). A unifying framework for the underlying mechanisms of avian avoidance of wind turbines. *Biological Conservation* 190:179-187.
- May R., Reitan O., Bevanger K., Lorentsen S.-H. & Nygard T. (2015). Mitigating wind-turbine induced avian mortality: sensory, aerodynamic and cognitive constraints and options. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 42:170-181.
- Millon L., Julien J.F., Julliard R. & Kerbiriou C. (2015). Bat activity in intensively farmed landscapes with wind turbines and offset measures. *Ecological Engineering* 75:250-257.
- Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap (2002). Dienstorder LIN 2002/9. Procedures beschermingsgebieden. Uitwerking departementale doelstelling 5 a geïntegreerd samenwerken. Departement LIN. Brussel, 15.05.2002
- Musters C.J.M., Noordervliet M.A.W. & ter Keurs W.J. (1996). Bird casualties by a wind energy project in an estuary. *Bird Study* 43:124-126.
- National Geographic (2015). Wind Industry Plans Serious Changes to Protect Bats. National Geographic news, 2 september 2015.
- Natural England (2009a). Bats and onshore wind turbines - Interim guidance. Technical Information Note TIN051.
- Natural England (2014). Bats and onshore wind turbines - Interim guidance. Technical Information Note TIN051. Third edition, Natural England. + Bats and single large wind turbines (2009) – Joint Agencies interim guidance. Technical Information Note TIN059.
- Natural England (2009b). Bats and single large wind turbines – Joint Agencies interim guidance. Technical Information Note TIN059.
- Nicholls B. & Racey P.A. (2007). Bats Avoid Radar Installations: Could Electromagnetic Fields Deter Bats from Colliding with Wind Turbines?. *PLoS ONE* 2(3): e297 doi:10.1371/journal.pone.0000297
- Nicholls B. & Racey P.A. (2009). The Aversive Effect of Electromagnetic Radiation on Foraging Bats—A Possible Means of Discouraging Bats from Approaching Wind Turbines. *PLoS ONE* 4(7): e6246. doi:10.1371/journal.pone.0006246
- NLT (2011). Naturschutz und Windenergie. Arbeitshilfe, Niedersächsischer Landkreistag.

Onrubia A., Villasante J., Balmorí A., Sáenz de Buruaga M., Canales F. & Campos M.A. (2002). Estudio de la incidencia sobre la fauna -aves y quirópteros- del parque eólico de Elgea (Alava). Informe inédito de Consultora de Recursos Naturales, S.L. para Eólicas de Euskadi. Vitoria-Gasteiz.

Paelinckx D., red. (2009). Gewestelijke doelstellingen voor de habitats en soorten van de Europese Habitaten Vogelrichtlijn voor Vlaanderen. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.M.2009.6, Brussel.

Panagopoulos D. & Margaritis L. (2008). Mobile telephony radiation effects on living organisms. In "Harper AC., Buress RV. (eds). Mobile Telephones: Networks, Applications and Performance", p.107-149. Nova Science Publishers Inc.

Pearce-Higgins J.W., Stephen L., Langston R.H.W., Bainbridge I.P. & Bullman R. (2009). The distribution of breeding birds around upland wind farms. *Journal of Applied Ecology* 46:1323-1331.

Peste F., Paula A., da Silva L.P., Bernardino J., Pereira P., Mascarenhas M., Costa H., Vieira J., Bastos C., Fonseca C., Pereira M.J.R. (2015). How to mitigate impacts of wind farms on bats? A review of potential conservation measures in the European context. *Environmental Impact Assessment Review* 51:10-22.

Petersen B.S. & Nøhr H. (1989). Konsekvenser for fluglelivet ved etableringen af mindre vindmøller. Rapport. Ornis Consult, København.

Piela A. (2010) Tierökologische Abstandskriterien bei der Errichtung von Windenergieanlagen in Brandenburg (TAK). Ein Beitrag zur Konfliktbewältigung im Spannungsfeld Vogel- und Fledermausschutz – Windenergie. *Natur und Landschaft* 85:51-60.

Poot M., Tulp I., Schekkerman H., Van den Bergh L. & van der Winden J. (2001). Effect van mist op vogelvliegedrag bij het windpark Eemmeerdiijk. Bureau Waardenburg, Culemborg/Alterra, Wageningen.

Poot M., Wendeln H., van Belle J., Schekkerman H., Van Lieshout S., Ketzenberg C., Dierschke J., Gruber S. & Buurma L.S. (2003). The use of marine surveillance radars in risk assessment bird studies in relation to wind turbines: a detection capacity test and methodological limitations. Symposium abstracts 4th Conference of the European Ornithologists' Union, Chemnitz, Germany, 16-21 August 2003. Abstract Volume, *Die Vogelwarte* 42:18-19.

Poot M., van Belle J., Krijgsveld K., van Gasteren H. & Dirksen J. (2006). Correcting detection loss in observations on bird migration with vertical surveillance radar. 24th International Ornithological Congress, Hamburg, Germany, 13-19 August 2006. *Journal for Ornithology* 147 supplement 232.

Poot M., Lensink R. & Brenninkmeijer A. (2007). Onderzoek naar nachtelijke vogeltrek in het Eemshavengebied in het voorjaar van 2007. Altenburg & Wymenga rapport 968 / Bureau Waardenburg rapport 07-103.

Prinsen H.A.M., Krijgsveld K.L., van Horssen P.W., van der Hut R.M.G. & Lensink R. (2004). Risico's voor vogels op potentiële locaties voor windturbines in de provincie Zuid-Holland. Deel 1: verslag van onderzoek in winter 2002-2003. Bureau Waardenburg, rapport nr. 03-016.

Prinsen H.A.M., Stucker R.C.W., Anema L.S.A., van Horssen P.W. & Lensink R. (2004). Risico's voor vogels op potentiële locaties voor windturbines in de provincie Zuid-Holland. Deel 2: verslag van onderzoek in winter 2003-2004. Bureau Waardenburg, rapport nr. 04-045.

Provincie Oost-Vlaanderen (2009). Aanvulling op het PRS: provinciaal beleidskader windturbines.

Provincie West-Vlaanderen (2009). Provinciale ruimtelijke beleidsvisie. Ruimte voor windturbineparken in West-Vlaanderen.

Provincie Antwerpen (2010). Provinciale screening windturbines: GIS-onderzoek naar potentiële inplantingszones in de provincie Antwerpen.

Raevel, P. (2003). Inplanting van 2 windturbines te Diksmuide-Nieuwkapelle (project 'De Put'). Definitief advies (na onderlinge vergadering ts. dhr. J. Everaert (IN), dhr. A. Spaans en dhr. Raevel) gericht aan de minister van Leefmilieu. 19/04/2003, Audinghen (FR).

Richarz K. (2002). Erfahrungen zur Problembewältigung des Konfliktes Windkraftanlagen – Vogelschutz aus Hessen, Rheinland-Pfalz und das Saarland. Tagungsband, Fachtagung "Windenergie und Vögel - Ausmaß und Bewältigung eines Konfliktes". 29-30 Nov. 2001. Technische Universität Berlin.

Rodrigues L., Bach L., Dubourg-Savage M-J., Goodwin J. & Harbusch C. (2008). Guidelines for conservation of bats in wind farm projects. EUROBATS Publication Series No.3. UNEP EUROBATS Secretariat, Bonn, Germany.

Rodrigues L., Bach L., Dubourg-Savage M-J., Karapandža B., Kovač D., Kervyn T., Dekker J., Kepel A., Bach P., Collins J., Harbusch C., Park K., Micevski B., Minderman J. (2014). Guidelines for consideration of bats in wind farm projects – revision 2014. EUROBATS Publication Series No.6. UNEP EUROBATS Secretariat, Bonn, Germany.

Roscioni F., Russo D., Di Febbraro M., Frate L., Garranza M.L. & Loy A. (2013). Regional-scale modeling of the cumulative impact of wind turbines on bats. *Biodiversity & Conservation* 22:1821-1835.

RSPB (2006). Wind farm causes eagle deaths. Birdlife International news.

Rydell J., Bach L., Dubourg-Savage M., Green M., Rodrigues L. & Hedenström A. (2010a). Bat mortality at wind turbines in northwestern Europe. *Acta Chiropterologica* 12:261-274.

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

Rydell J., Engström H., Hedenström A., Larsen J.K., Pettersson J. & Green M. (2012). The effect of wind power on birds and bats. A synthesis. Swedish Environmental Protection Agency. Vindval research programma, report 6511.

SCENIHR (2009). Health Effects of Exposure to EMF. Scientific Committee on Emerging and Newly Identified Health Risks. European Commission. 19 January 2009.

Schaut C., Derde C. & Demeyer J. (2010). Onderzoek naar de mogelijke effecten van het windpark Goeiende (Zelee) op vogels. Fortech Studie bvba. Rapport nr. 2010-CS1. In opdracht van THV Electrawinds – Fortech.

Schmaljohann H., Liechti F., Bächler E., Steuri T. & Bruderer B. (2008). Quantification of bird migration by radar – a detection probability problem. *Ibis* 150:342-355.

Schuster E., Bulling L. & Köppel J. (2015). Consolidating the State of Knowledge: a synoptical review of wind energy's wildlife effects. *Environmental Management* 56:300-331.

Scottish Natural Heritage (2000). Windfarms and birds: calculating a theoretical collision risk assuming no avoiding action – guidance.

Scottish Natural Heritage (2005). Cumulative effect of windfarms – guidance. Version 2 revised 13.04.05.

Scottish Natural Heritage (2006). Assessing significance of impacts from onshore windfarms on birds outwith designated areas. Scottish Natural Heritage, versie juli 2006.

Scottish Natural Heritage (2009). Guidance on Methods for Monitoring Bird Populations at Onshore Wind Farms. Scottish Natural Heritage, versie januari 2009.

Scottish Natural Heritage (2010). Use of avoidance rates in the SNH wind farm collision risk model – guidance. September 2010.

Scottish Natural Heritage (2012). Assessing the cumulative impact of onshore wind energy developments. Scottish Natural Heritage, versie maart 2012.

Scottish Natural Heritage (2014). Recommended bird survey methods to inform impact assessment of onshore wind farms – guidance. May 2014.

SEO / Birdlife (1995). Effects of wind turbine power plants on the avifauna in the Campo de Gibraltar region. Summary of final report commissioned by the Environmental Agency of the Regional Government of Andalusia.

SFEPM (2013). Méthodologie pour le diagnostic chiroptérologique des projets éoliens. Proposition de la SFEPM. Décembre 2012 & actualisation 2013. Société Française pour l'Etude et al Protection des Mammifères, Groupe Chiroptères.

Smallwood K.S. & Thelander C.G. (2004). Developing methods to reduce bird mortality in the Altamont Pass Wind Resource Area. Final Report by BioResource Consultants to the California Energy Commission, Public Interest Energy Research-Environmental Area, Contract No. 500-01-019.

Smallwood K.S. & Thelander C.G. (2008). Bird Mortality in the Altamont Pass Wind Resource Area, California. *Journal of wildlife management* 72:215-223.

Smallwood K.S. (2008). Personal communication with the author.

Spaans A., Van Den Bergh L., Dirksen S. & van Der Winden J. (1998). Windturbines en vogels: hoe hiermee om te gaan? *De Levende Natuur* 99:115-121.

Spaans A., van der Winden J., Lensink R., van den Bergh L. & Dirksen S. (1998). Vogelhinder door windturbines. Landelijk onderzoeksprogramma, deel 4: nachtelijke vliegbewegingen en vlieghoogtes van vogels langs de Afsluitdijk. Bureau Waardenburg rapport 98.015. Bureau Waardenburg, Culemborg / Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO), Wageningen.

Spaans A. (2003a). Adviesnota betreffende de plaatsing van 2 windturbines te Diksmuide-Nieuwkapelle. Consultancy voor windenergie en vogelhinder, 14/02/2003, Arnhem.

Spaans A. (2003b). Kanttekeningen bij de notitie Advies IN.A.2003.72 d.d. 10 april 2003 van het Instituut voor Natuurbehoud met betrekking tot de 'inplanting van 2 windturbines te Diksmuide-Nieuwkapelle (project 'De Put'): Toelichting bij eerdere adviezen van het Instituut voor Natuurbehoud en reactie op de adviesnota van dhr. Spaans. Consultancy voor windenergie en vogelhinder, 15/04/2003, Arnhem.

Stantec Consulting (2010). Bird and bat risk assessment: a weight-of-evidence approach to assessing risk to birds and bats at the proposed Kingdom community wind project, Lowell, Vermont.

Stewart G, Pullin A. & Coles C. (2007). Poor evidence-base for assessment of windfarm impacts on birds. *Environmental Conservation* 34:1-11.

Stienen E. (2007). Database van broedvogels in de haven van Zeebrugge en Baai van Heist. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

Stienen E., Courtens W., Everaert J. & Van de Walle M. (2008). Sex-biased mortality of Common Terns in wind farm collisions. *The Condor* 110:154-157.

Still D., Little B. & Lawrence S. (1996). The Effect of Wind Turbines on the Bird Population at Blyth Harbour, Northumberland. ETSU W/13/00394/REP.

Strickland M.D., Arnett E.B., Erickson W.P., Johnson D.H., Johnson G.D., Morrison M.L., Shaffer J.A. & Warren-Hicks W. (2011). Comprehensive Guide to Studying Wind Energy/Wildlife Interactions. Prepared for the National Wind Coordinating Collaborative, Washington, D.C., USA.

Topwind (2015). Bat protection System. Ruim baan voor windenergie in het leefgebied van vleermuizen. De optimale bescherming van vleermuizen rond windturbines? Topwind Consultancy B.V.

Tucker V.A. (1996). Using a collision model to design safer wind turbine rotors for birds. *Journal of Solar Energy Engeneering* 118:263-269.

UNEP/CMS (2002). Resolutie 7.5. Bonn Conventie.

Universit  de Liège (2013). Milieueffectenrapport (MER) van de positieve referentiekartaat dat het geactualiseerd referentiekader schetst met betrekking tot grote windturbineparken in het Waals gewest.

US Fish and Wildlife Service (2003). Interim guidelines to avoid and minimize wildlife impacts from wind turbines. United States Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington DC.

Vanaverbeke J., Franco M.A., Remerie T., Vanreusel A., Vincx M., Moodley L., Soetaert K., van Oevelen D., Courtens W., Stienen E., Van de Walle M., Deneudt K., Vanden Berghe E., Draisma S., Hellemans B., Huyse, T., Volckaert F. & Van den Eynde D. (2007). Higher trophic levels in the southern North Sea "TROPHOS": Final report EV/25. Belgian Science Policy: Brussel, Belgium.

Van den Balck E. & Durinck P. (2009). Afwegingskader voor windturbines vanuit faunistisch standpunt voor de haven van Antwerpen op de Linkerscheldeoever en directe omgeving. Grontmij Vlaanderen. Projectnummer 254568, revisie 280909, 6 oktober 2009.

Van den Bergh L., Spaans A. & Van Swelm N. (2002). Lijnopstellingen van windturbines geen barrière voor voedselvluchten van meeuwen en sterns in de broedtijd. *Limosa* 75:25-32.

van der Winden J., Dirksen S., van den Bergh L. & Spaans A. (1996). Nachtelijke vliegbewegingen van duikeenden bij het windpark Lely in het IJsselmeer. Bureau Waardenburg rapport 96.34.

van der Winden J., Spaans A., van den Bergh L., Tulp I. & Dirksen S. (1998). Nachtelijke vliegbewegingen van duikeenden, ganzen en Lepelaars in en rond Pampushaven. Bureau Waardenburg rapport 98.030.

van der Winden J., Spaans A., Tulp I., Verboom I., Lensink R., Jonkers D., Van den Haterd R. & Dirksen S. (1999). Deelstudie Ornithologie MER Interprovinciaal Windpark Afsluitdijk. Bureau Waardenburg rapport 99.002.

van der Winden J., van Vliet F., Patterson A. & Lane B. (2015). Renewable Energy Technologies and Migratory Species: Guidelines for sustainable deployment. Bureau Waardenburg, ESS Group, Brett Lane & Associates. Commissioned by the Secretariats of the Convention on Migratory Species and the African Eurasian Waterbird Agreement on behalf of the CMS Family and BirdLife International through the UNDP/GEF/BirdLife Migratory Soaring Birds Project.

Van Dijk K. & Brenninkmeijer A. (2009). Tweede zekere windturbineslachtoffer van Bruine Kiekendief in windpark Dijfzyl-Zuid, juli 2009. Mededeling aan het INBO.

van Eerden, M.R., van Rijn S.H.M., & Roos M. (2005). Ecologie en ruimte: gebruik door vogels en mensen in de SBZ's IJmeer, Markermeer en IJsselmeer. RIZArapport 2005.014. Rapport RIZA, Lelystad.

Van Hoorick G. (2001). De invloed van de Vogel- en Habitatrichtlijngebieden op het statuut van onroerende goederen. Vakgroep Publiekrecht en Belastingrecht. Universiteit Gent.

Van Hove D., Nijssen D. & Meire P. (2004). Opstellen van instandhoudingsdoelstellingen voor speciale beschermingszones in het kader van de vogelrichtlijn 79/409/EEG, de habitatrichtlijn 92/43/EEG en eventuele watergebieden van internationale betekenis (Conventie van Ramsar) in de Zeehaven van Antwerpen, poort van Vlaanderen in het Ruimtelijk Structuurplan. Universiteit Antwerpen. Rapportnummer: ECOBE 03-R53. Algemeen deelrapport over methodologie, en 3 deelrapporten voor (1) Gebiedsspecifieke uitwerking vogelrichtlijngebied 'Beneden-Schelde: schorren en polders op rechter- en linkeroever', habitatrichtlijngebied 'Schelde- en Durmeëstuarium van de Nederlandse grens tot Gent' en ramsargebieden 'Paardenschor, Groot Buitenschoor en Galgenschoor'. (2) Gebiedsspecifieke uitwerking vogelrichtlijngebied 'Blokkeerdijk'. (3) Gebiedsspecifieke uitwerking vogelrichtlijngebied 'De Kuifeend'.

Van Renterghem A. (2003). Uitbouw van de westelijke voorhaven van Zeebrugge – aantasting van leefgebieden van Bijlage I-soorten van de Vogelrichtlijn die niet zijn aangewezen als speciale beschermingszone in uitvoering van de Vogelrichtlijn. Afdeling Juridische Dienstverlening. Departement LIN. Brussel.

Veen J., Stienen E., Brenninkmeijer A., Offringa H., Meire P. & Van Waeyenberge J. (1997). Ecologische randvoorwaarden voor de aanleg van een broedplaats voor sterns in de voorhaven van Zeebrugge. Rapport IN 97/15. Instituut voor Natuurbehoud.

Verboom B. & Limpens H. (2001). Windmolens en vleermuizen. *Zoogdier* 12 (2).

Verkem S., De Maeseneer J., Vandendriessche B., Verbeylen G. & Yskout S. (2003). Zoogdieren in Vlaanderen. Ecologie en verspreiding van 1987 tot 2002. Natuurpunt Studie & JNM Zoogdierenwerkgroep.

Vermeersch G., Anselin A., Devos K., Herremans M., Stevens J., Gabriëls J. & Van Der Krieken B. (2004). Atlas van de Vlaamse broedvogels 2000-2002. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 23, Brussel.

Vermeersch G. & Anselin A. (2009). Broedvogels in Vlaanderen 2006-2007. Recente status en trends van Bijzondere Broedvogels en soorten van de Vlaamse Rode Lijst en/of Bijlage I van de Europese Vogelrichtlijn. Mededeling van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek nr. 3, Brussel.

Vlaamse regering (1995). Decreet van 05/04/1995 houdende algemene bepalingen inzake milieubeleid, zoals gewijzigd in 2002, 2009, 2010.

Zie <http://www.lne.be/themas/veiligheidsrapportage/wetgeving/vlaams/dabm/>

Vlaamse Regering (2000). Omzendbrief: EME/2000/01. Omzendbrief EME/2000.01. Afwegingskader en randvoorwaarden voor de inplanting van windturbines. Belgisch Staatsblad, bl. 30220. Brussel, 01.09.2000.

Vlaamse regering (2002). Decreet houdende wijziging van het decreet van 21 okt. 1997 betreffende het natuurbehoud en het natuurlijk milieu. Belgisch Staatsblad 31.08.2002. ed.2, p. 38791-38811.

Vlaamse regering (2005). Besluit van de Vlaamse Regering houdende de definitieve vaststelling van het gebied « Kustbroedvogels te Zeebrugge-Heist » dat in aanmerking komt als speciale beschermingszone in toepassing van de Richtlijn 79/409/EEG van de raad van de Europese Gemeenschappen van 2 april 1979 inzake het behoud van de vogelstand. Belgisch Staatsblad, 12.09.2005. p. 39761-39766.

Vlaamse regering (2006). Omzendbrief: EME/2006/01- RO/2006/02. Afwegingskader en randvoorwaarden voor de inplanting van windturbines. Belgisch Staatsblad 24.10.2006, p. 56705-56713.

Vlaamse regering (2015). Conceptnota aan de Vlaamse Regering. Betreft: Realisatie van een 'Fast Lane' voor windenergie. VR 2015 2003 DOC.0246/1.



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

Voigt C.C., Lehnert L.S., Petersons G., Adorf F. & Bach L. (2015). Wildlife and renewable energy; German politics cross migratory bats. *European Journal of Wildlife Research*, DOI 10.1007/s10344-015-0903-y (online first).

Vos A. (2009). Onderzoek vogelslachtoffers windpark Eemshaven. Rapportage januari - mei 2009. Studentenrapport 2009. Alterburg & Wymenga.

VUB & ODE-Vlaanderen (2001). Windplan Vlaanderen 2001. Een onderzoek naar mogelijke locaties voor windturbines. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Afdeling Natuurlijke Rijkdommen en Energie. CD-ROM, deel 1: Ruimtelijke Kaarten en Handleiding.

Waalse regering (2013). Referentiekader voor de plaatsing van windturbines in het Waalse gewest. Gewijzigd bij besluit Waalse regering op 11 juli 2013.

Wetlands International (2002). Waterbird population estimates - third edition. Wetlands International Global Series No.12. Wageningen, The Netherlands.

Wetlands International (2006). Waterbird population estimates - fourth edition. Wetlands International, Wageningen, The Netherlands.

Whitfield D.P. & Urquhart B. (2015). Deriving an avoidance rate for swans suitable for onshore wind farm collision modelling. Natural Research Information Note 6. Natural Research Ltd, Banchory, UK.

Wiggelinkhuizen E.J., Rademakers L.W.M.M., Barhorst S.A.M. & Boon H.J.D. (2006). Bird collision monitoring system for multi megawatt wind turbines WT Bird; Prototype development and testing. ECN-E--06-027.

Winkelman J.E. (1992 a-d). De invloed van de Sep-proefwindcentrale te Oosterbierum (Fr) op vogels, 1: aanvaringsslachtoffers, 2: nachtelijke aanvaringskansen, 3: aanvliegedrag overdag, 4: verstoring. RIN-rapport 92/2-5. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO), Arnhem.

Winkelman J.E. (1995). Bird/wind turbine investigations in Europe. Proc. National Avian-Wind Power Meetings, Denver Colorado, 20-21 July 1994. pp. 43-48.

Winkelman J.E., Kistenkas F.H. & Epe MJ. (2008). Ecologische en natuurbeschermingsrechtelijke aspecten van windturbines op land. Alterra rapport 1780. Wageningen.

Wisz M., Dendoncker N., Madsen J., Rounsevell M., Jespersen M., Kuijken E., Courtens W., Verscheure C. & Cottaar F. (2008). Modelling pink-footed goose (*Anser brachyrhynchus*) wintering distributions for the year 2050: potential effects of land-use change in Europe. *Diversity and Distributions* 14:721-731.