

Informationen über Einflüsse der Windenergienutzung auf Vögel.

- Stand 26.02.2025, Aktualisierungen außer Fundzahlen hervorgehoben -

Inhalt

Vorbemerkung	3
Abkürzungen	3
1. Brutvögel	4
1.1. Birkhuhn (<i>Tetrao tetrix</i>) und Auerhuhn (<i>Tetrao urogallus</i>)	4
1.2. Rohrdommel (<i>Botaurus stellaris</i>) und Zwergdommel (<i>Ixobrychus minutus</i>)	12
1.3. Schwarzstorch (<i>Ciconia nigra</i>)	14
1.4. Weißstorch (<i>Ciconia ciconia</i>)	19
1.5. Fischadler (<i>Pandion haliaetus</i>)	23
1.6. Wespenbussard (<i>Pernis apivorus</i>)	26
1.7. Schreiadler (<i>Clanga pomarina</i>)	30
1.8. Steinadler (<i>Aquila chrysaetos</i>)	36
1.9. Kornweihe (<i>Circus cyaneus</i>)	40
1.10. Wiesenweihe (<i>Circus pygargus</i>)	44
1.11. Rohrweihe (<i>Circus aeruginosus</i>)	53
1.12. Rotmilan (<i>Milvus milvus</i>)	59
1.13. Schwarzmilan (<i>Milvus migrans</i>)	73
1.14. Seeadler (<i>Haliaeetus albicilla</i>)	77
1.15. Mäusebussard (<i>Buteo buteo</i>)	84
1.16. Baumfalke (<i>Falco subbuteo</i>)	89
1.17. Wanderfalke (<i>Falco peregrinus</i>)	92
1.18. Kranich (<i>Grus grus</i>)	95
1.19. Großtrappe (<i>Otis tarda</i>)	98
1.20. Wachtelkönig (<i>Crex crex</i>)	103
1.21. Goldregenpfeifer (<i>Pluvialis apricaria</i>)	105
1.22. Waldschnepfe (<i>Scolopax rusticola</i>)	107
1.23. Sumpfohreule (<i>Asio flammeus</i>)	111
1.24. Uhu (<i>Bubo bubo</i>)	113
1.25. Ziegenmelker / Nachtschwalbe (<i>Caprimulgus europaeus</i>)	119
1.26. Wiedehopf (<i>Upupa epops</i>)	124
1.27. Schwerpunktgebiete bedrohter, störungssensibler Vogelarten – Großer Brachvogel (<i>Numenius arquata</i>), Kampfläufer (<i>Philomachus pugnax</i>), Rotschenkel (<i>Tringa totanus</i>), Uferschnepfe (<i>Limosa limosa</i>) und Kiebitz (<i>Vanellus vanellus</i>)	126
1.28. Brutkolonien störungssensibler Vogelarten – Graureiher (<i>Ardea cinerea</i>), Möwen (<i>Larus spec.</i>) und Seeschwalben (<i>Sterna spec.</i> , <i>Chlidonias spec.</i>)	131

2. Rastvögel	139
2.1. Kranich (<i>Grus grus</i>)	139
2.2. Nordische Gänse (<i>Anser spec., Branta spec.</i>)	143
2.3. Singschwan (<i>Cygnus cygnus</i>) und Zwergschwan (<i>Cygnus columbianus</i>)	150
2.4. Kiebitz (<i>Vanellus vanellus</i>) und Goldregenpfeifer (<i>Pluvialis apricaria</i>)	153
2.5. Mornellregenpfeifer (<i>Charadrius morinellus</i>)	158
3. Literatur und Quellennachweise	161

Vorbemerkung

Die Auswahl der Arten orientierte sich zunächst an den Vogelarten, die im Brandenburgischen Windkrafterlass enthalten sind. Da die Dokumentation mittlerweile in ganz Deutschland und darüber hinaus als Orientierung dient, enthält sie inzwischen auch weitere Arten wie den Steinadler, der in Brandenburg gar nicht als Brutvogel vorkommt, international jedoch häufig als Kollisionsoffer registriert wurde. Die Reihenfolge der Arten folgte ursprünglich jener im Brandenburgischen Windkrafterlass und entspricht nunmehr (bis auf die Artengruppen unter 1.26. und 1.27) der Vogelartenliste von BARTHEL & HELBIG (2005).

In der Rubrik „Abstandsregelungen“ bei jeder Art bzw. Artengruppe stehen auf der linken Seite die in Brandenburg nach der letzten Änderung des Windkrafterlasses (15.09.2018, vgl. <https://lfu.brandenburg.de/sixcms/media.php/9/Windkrafterlass-BB.pdf>), die nach Inkrafttreten des AGW-Erlasses (Juni 2023) gültigen Regelungen **sowie die Regelungen des BNatSchG von 2022**. Auf der rechten Seite finden sich die Empfehlungen der Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten im sog. „Helgolandpapier“ (LAG VSW 2007) sowie dessen Nachfolger (LAG VSW 2014).

Abkürzungen

A	(Monats)anfang (1. Dekade im Monat)
ad.	adult (Alterskleid)
ADEBAR	Atlas Deutscher Brutvogelarten (für BB: RYSLAVY et al. 2011)
AGW-Erlass	Erlass zum Artenschutz in Genehmigungsverfahren für Windkraftanlagen in Brandenburg
ASP	Artenschutzprogramm
BB	Brandenburg
BP	Brutpaar
D	Deutschland
E	(Monats)ende (3. Dekade im Monat)
EHZ	Erhaltungszustand in den SPA in Brandenburg nach SPA-Kartierung (Einschätzung der VSW Brandenburg nach „Ampelschema“)
FPFZ	Fortpflanzungsziffer – Anzahl ausgeflogener juv. pro näher kontrolliertes BP
imm.	immatur
Ind.	Individuen
juv.	juvenil (Jugendkleid)
LAG-VSW	Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten
M	(Monats)mitte (2. Dekade im Monat)
MA	Mindestabstand
MhB	Monitoring häufiger Brutvogelarten
MsB	Monitoring seltener Brutvogelarten
MGE	Monitoring Greifvögel und Eulen Europas
PB	Prüfbereich
Rev.	Reviere
RL D	Rote Liste der Brutvögel Deutschlands (RYSLAVY et al. 2020)
RL BB	Rote Liste der Brutvögel Brandenburgs (RYSLAVY et al. 2019)
RP	Revierpaar
SPA	Special Protection Area (Europäisches Vogelschutzgebiet)
TAK BB	Tierökologische Abstandskriterien für die Errichtung von Windenergieanlagen in Brandenburg
WEA	Windenergieanlagen
WEG	Windeignungsgebiet
WP	Windpark

1. Brutvögel

1.1. Birkhuhn (*Tetrao tetrix*) und Auerhuhn (*Tetrao urogallus*)

Schutzstatus / Gefährdung / Bestandssituation in Brandenburg:

- Birkhuhn:
 - Anh. I EG-VSRL; besonders geschützte Art gem. § 7 Abs. 2 Nr.13 bb BNatSchG; jagdbares Wild gem. § 2 BJagdG, ganzjährige Schonzeit
 - RL D 2, RL BB 0
 - Seit dem Jahr 2008 kein Nachweis mehr in BB (RYSILAVY et al. 2015)
 - Vor dem regionalen Verschwinden innerhalb BB Bestandsanteil in SPA 100 % (Stand 2006)
 - In D (Stand 2005-09) 850-1.400 Rev., davon 661-717 in SPA (GRÜNEBERG et al. 2017); mit Stand 2016 in D 850-1.300 Rev. (RYSILAVY et al. 2020).
 - EHZ: C (schlecht)
- Auerhuhn:
 - Anh. I EG-VSRL; besonders geschützte Art gem. § 7 Abs. 2 Nr. 13 bb BNatSchG; jagdbares Wild gem. § 2 BJagdG, ganzjährige Schonzeit
 - RL D 1, RL BB 1
 - Innerhalb BB Bestandsanteil in SPA (Stand 2018): 100 %
 - In BB in den 1990er Jahren ausgestorben; nach langjährigen Lebensraumverbesserungen (KRAUT & MÖCKEL 2000) 2012 Start eines Wiederansiedlungsprojektes im Rahmen des ASP (MLUR 2002); Bestand 2019: ca. 100 Ind.
 - In D (Stand 2005-09) 750-1.200 Rev., davon 559-608 in SPA (GRÜNEBERG et al. 2017); mit Stand 2011-16 in D 750-1.000 Rev. (RYSILAVY et al. 2020).
 - EHZ: B (gut)

Gefährdung durch WEA:

- Generell kollidieren Raufußhühner eher mit den Masten als mit den Rotorblättern (COPPEs et al. 2020a). Dies wurde auf der Insel Smøla (Norwegen) bestätigt, indem nach dem schwarzen Anstreichen der unteren Mastteile von WEA die Mortalität von Moorschneehühnern um 48 % sank (STOKKE et al. 2020).
- Gleichwohl können Auerhühner vor allem im Herbst auch weitere Strecken zurücklegen und dabei „beträchtliche Höhen“ erreichen (SEMENOV-TJAN-ŠANSKIJ 1960 in KLAUS et al. 1989).
- Fundkartei:
 - Ein besondertes ♀ Auerhuhn als Kollisionsopfer im brandenburgischen Wiederansiedlungsprojekt (nicht sicher, ob Rotorschlag oder Mast-anflug).
 - Zwölf Auerhühner (5 ♂♂, 3 ♀♀, 4 x ?) aus Schweden als Kollisionsopfer gemeldet, mind. 2 davon als Mastanflug (<http://www.tjaderobs.se/>).
 - Ein Auerhuhn-♀ der seltenen Unterart *T. u. cantabricus* in Nordspanien kollidierte in einem Gebiet mit abnehmenden Auerhühnern und zunehmender Zahl WEA (GONZALEZ 2018).
 - 7 Funde des Birkhuhns aus Österreich in Balzplatznähe (ohne systematische Suche, TRAXLER et al. 2005, ZEILER & GRÜNSCHACHNER-BERGER 2009 und unveröff.), dort Anflüge an weißliche Masten – Parallelen zu Funden von Rebhühnern und Fasanen in BB, Rebhühnern und Fasanen in verschiedenen österreichischen Windparks (0,453 Rebhuhnkollisionen bzw. 0,552 Fasankollisionen je WEA und Jahr, TRAXLER et al. 2013), Rothühnern in verschiedenen spanischen Windparks (JUNTA DE ANDALUCIA 2010), Wachteln in Tschechien (KOČVARA 2010, R. KOČVARA schriftl. Mitt.), Moorschneehühnern in verschiedenen norwegischen Windparks (0,15 bzw. 0,17 Totfunde je WEA und Jahr, BEVANGER et al. 2010a) und weiteren Raufußhuhn-Arten (<http://www.auerhuhn-windenergie.de/de/forschungs-projekt/einfluss-von-windenergieanlagen-auf-raufusshuehner>). Zwei weitere Birkhuhn-Funde in Schottland (Y. BOLES in: BRIGHT et al. 2009).

- BRUNNER & FRIEDEL (2019) nennen 2 Birkhuhn-Kollisionen (♂/♀) an WEA mit lichtgrauem Mastanstrich im WP Steinriegel-I, davon 1x durch schlechte Sichtverhältnisse (Nebel, Schneefall) begünstigt, hingegen keine an WEA mit grün gefärbten Mastfüßen im WP Steinriegel-II. Kontrastfärbungen am Mast der WEA werden als Faktor zur Vermeidung von Mastkollisionen hervorgehoben.
- Im WP Smøla (Norwegen) ließ sich die Zahl der Mastkollisionen bei Moorschneehühnern (194 Opfer 2006-2017) durch Anstrich (Schwarzfärbung der unteren 10 m nach MAY 2017) um 48 % reduzieren bei sign. Variation innerhalb der Jahre und zwischen diesen (STOKKE et al. 2020).

Lebensraumentwertung:

- Raufußhühner reagieren empfindlich auf den Ausbau anthropogener Infrastruktur. Sie werden sowohl verdrängt als auch in ihrer Überlebensrate beeinträchtigt (Metastudie von HOVICK et al. 2014).
- Auch wenn der direkte Flächenverlust bei WEA gering ist, bewirkt der Ausbau von Zufahrtswegen Habitatveränderungen, geht mit neuen, zusätzlichen Störungen einher und kann Prädation fördern (COPPEs et al. 2020a, 2021).
- In den Hohen Tauern ging der vorher zunehmende Birkhuhnbestand innerhalb von 5 Jahren nach Errichtung von WEA von 41 auf 9 ♂♂ zurück (andernorts ohne WEA nicht, aber auch keine Zunahme dort durch Abwanderung vom WP); der bisherige Balzplatz wurde ± aufgegeben. Ursächlich werden neben den Kollisionen Störungen als Ursache angenommen - Erschließungsstraßen, Unterhaltung der WEA und „Windkraft-Tourismus“ (ZEILER & GRÜNSCHACHNER-BERGER 2009). Es zeigte sich die gravierend schlechtere Raumnutzung selbst gegenüber einem Skigebiet (GRÜNSCHACHNER-BERGER & KAINER 2011).
- Nach BRUNNER & FRIEDEL (2019) zeigen Birkhühner in den Alpen gegenüber WEA - über ein kurzfristiges Einknicken der Bestände nach deren Errichtung hinausgehend (baubedingte Störungen) - kein ausgesprochenes Meideverhalten, sondern können das unmittelbare Umfeld von WEA in ihr Ganzjahreshabitat integrieren, wenn ihnen genügend strukturell geeignete Habitate mit geringem Störungsniveau verbleiben. Räumliche Verlagerungen führen sie auf andere Nutzungsformen zurück, die mit einer starken Anwesenheit von Menschen einhergehen (Störwirkung) und auf Waldsukzession (Habitatverlust). Verwiesen wird auf eine aktuelle Besiedlung des WP Oberzeiring (Hohe Tauern) durch 5 ♂♂ (2017) bzw. 6 ♂♂ (2018), während GRÜNSCHACHNER-BERGER & KAINER (2011) noch einen Rückgang von 12 auf 0 balzende ♂♂ (2002-2007) nennen. 2017 Nachweis einer führenden Henne mit 2 Küken im unmittelbaren Nahbereich einer WEA im WP Oberzeiring (Hohe Tauern).
- In einem zweiten Gebiet in Österreich (WP Pretul) Abnahme eines vorher stabilen Birkhuhn-Bestandes („Source-Population“ wie in den hohen Tauern) von 60 auf 20 Hähne nach Errichtung von WEA (ZEILER & GRÜNSCHACHNER-BERGER 2009).
- In den Fischbacher Alpen wurden die Balzplätze innerhalb eines Radius von 1 km um die WP aufgegeben (GRÜNSCHACHNER-BERGER & KAINER 2011). Die Autoren nehmen an, dass sich im Nahbereich eines WP nur dann Birkhuhnvorkommen halten können, wenn sie nicht völlig von benachbarten Vorkommen isoliert sind.

- BRUNNER & FRIEDEL (2019) untersuchten den von GRÜNSCHACHNER-BERGER & KAINER (2011) erwähnten WP Steinriegel-I (Fischbacher Alpen) und kamen bei Auswertung einer 14-jährigen Datenreihe ab Inbetriebnahme des WP (2005) zu abweichenden Ergebnissen. Vor Errichtung des WP schwankende Birkhuhn-Bestände (2-9 balzende ♂♂), nach Inbetriebnahme von 10 WEA Rückgang auf 3 ♂♂, langsame Erholung ab 5. Jahr nach Inbetriebnahme auf max. 7 ♂♂. Nach Erweiterung des WP um 11 WEA (Steinriegel-II) erneut Rückgang auf 3 ♂♂, danach in 3 Jahren Anstieg auf 9 ♂♂. Den Anstieg von \bar{x} 4,0 ♂/a auf \bar{x} 6,0 ♂/a bewerteten sie als signifikant positiv, bei allerdings geringer Gesamtzahl und gesteigerter Erfassungsintensität. Keine Hinweise auf Meidung während der Balz. Vor Inbetriebnahme des WP Hochpürschling (Fischbacher Alpen) 2013 mit 9 WEA gab es dort 5 ♂♂ (2009), danach bei eingeschränkter Vergleichbarkeit 2015 6 ♂♂, 2018 3-4 ♂♂. Für den Rückgang werden Habitatsbeschränkungen (Waldsukzession) verantwortlich gemacht. Balz bis 100-200 m an WEA heran, durch aufkommenden Wald. Im WP Moschkogel (Fischbacher Alpen, 7 WEA, Baujahr 2006, Erweiterung 2015) vor Inbetriebnahme 1 ♂, danach unregelmäßiges, nicht alljährliches Auftreten (BRUNNER & FRIEDEL 2019).
- Im WP Pretul-I (Fischbacher Alpen, 14 WEA, ab 2015/16) ergaben systematische Birkhuhn-Erfassungen von 2006-18 einen fluktuierenden Bestand von max. 27 ♂♂ (2008) bzw. 26 ♂♂ (2016). Höhere Angaben (s. ZEILER & GRÜNSCHACHNER-BERGER 2009) von 60 ♂♂ (2000) bzw. 57 ♂♂ (2001) werden als methodisch problematisch beurteilt, da sie auf summierten Einzelrevierdaten beruhen würden. Nach Inbetriebnahme: 19 ♂♂ (2017) bzw. 17 ♂♂ (2018) bei mglw. unvollständiger Erfassung. Bestände begünstigt durch Einrichtung einer störungsberuhigten Wildruhezone und habitatverbessernde Maßnahmen sowie Einfärbung der Mastfüße (BRUNNER & FRIEDEL, 2019).
- Im WP Salzstiegel (2 WEA, Baujahre 2007, 2011) folgende Entwicklung beim Birkhuhn im 500 m Radius: 2005 3 ♂♂, 2014 2 ♂♂, 2016 3 ♂♂, zeitweise bis 50 m an WEA mit gefärbtem Mastfuß balzend. Im WP Handalm (13 WEA, ab 2016/17) mind. 20 ♂♂ (2013), nach Inbetriebnahme (2018) 17 ♂♂ (H. JAKLITSCH in BRUNNER & FRIEDEL 2019).
- In Schottland wurde nach Errichtung von WEA an sieben Stellen keine Bestandsabnahme von Birkhühnern nachgewiesen, aber Verlagerung von Aufenthaltsräumen innerhalb von 500 m um die nächstgelegenen WEA (vorher 250 m, mit WEA 803 m). Für weiter als 500 m entfernte Leks war das nicht mehr der Fall (ZWART et al. 2015).
- In zwei Studien in Schweden gab es keine Beeinträchtigung der benachbarten Birkhuhn-Leks durch laufende Windräder, selbst im Nahbereich derselben; nur in einer der Studien ging der Hahnenbestand in der Bauzeit zeitweilig zurück (RYDELL et al. 2017).
- In Kantabrien zeigte sich bis auf Null abnehmende Aktivität in einem zuvor genutzten Auerhuhnlebensraum nach Errichtung von WEA (GONZÁLEZ & ENA 2011). Im Fundgebiet des o. g. Kollisionsopfers am Rande des WP ist nur noch eins von früher drei Leks mit <5 Vögeln besetzt (GONZÁLEZ 2018).
- Nach der Errichtung von WEA nahe einem Auerhuhn-Balzplatz in Schweden wurde über einen Zeitraum von fünf Jahren ein Rückgang um 50 % (von 10 auf 5 Hähne) beobachtet, wobei 2 ♂♂ nachweislich mit WEA kollidierten (<http://www.auerhuhn-windenergie.de/de/forschungs-projekt/einfluss-von-windenergieanlagen-auf-raufusshuehner>).

- Vergleichende Untersuchungen in sechs Gebieten in Deutschland, Österreich und Schweden zeigten bei Auerhühnern reduzierte Habitatnutzung in der Umgebung von WEA gegenüber unveränderten Habitaten. Dies war bis 650 m Abstand von den WEA messbar, in Schweden bis 850 m. Auch wenn dies nicht zum vollständigen Verlassen der Regionen mit WEA führte, schließen die Autoren auf eine Habitatverschlechterung. Diese hält auch bei schon länger existierenden WPs an und betrifft auch die neu entstandene Wege-Infrastruktur (COPPEs et al. 2019, 2020b, 2021). Die Teilstudie in Schweden (16 Ind. mit GSP-Sendern) zeigte Meidung bis zu 865 m sowohl in der Balzzeit als auch im Sommer. Welcher der Faktoren Sichtbarkeit, Geräusche, Schlagschatten oder menschlicher Präsenz welchen Anteil an der Meidung hatte, ließ sich letztlich nicht aufklären (TAUBMANN et al. 2021, COPPEs et al. 2021). Die Reproduktion war gegenüber Kontrollgebieten ohne WEA nicht reduziert. Ein erhöhtes Stresshormonlevel in WEA-Nähe war nicht feststellbar, wird aber methodenkritisch diskutiert (COPPEs et al. 2021). Nach EPPLE (2023) ist trotz dieser Befunde die Verkleinerung der Auerhuhn-Kulisse im Schwarzwald um 15.000 ha vorgesehen.
- Zur langfristigen Entwertung von Auerhuhn-Lebensräumen in der Lausitz durch menschliche Infrastrukturentwicklung siehe MÖCKEL et al. (1999).
- In einer deutschlandweiten Analyse ermittelten BUSCH et al. (2017) bisher für etwa 1 % der aktuellen Auerhuhnlebensräume ein Störpotenzial durch die derzeit bestehenden Windkraftanlagen (gemessen an Überlappung von Brutverbreitung und Verteilung der WEA, Ausbaustand 2015). Dabei ist unter 1 % der deutschen Brutpopulation betroffen. Beim Birkhuhn gibt es keine Überlagerung mit aktuell besetzten Vorkommen.

Aktionsraum:

- Beim Birkhuhn sind Hähne mehr ortsgebunden als die Hennen, die weit umherstreichen, im Norddeutschen Tiefland mehr als z. B. in den Alpen (GLUTZ & BAUER 1994). In Niedersachsen legen auch Birkhähne zwischen mehreren Balzplätzen Strecken von 15 km zurück und überfliegen dabei auch ungeeignete Lebensräume wie Wälder und Agrarflächen (M. LÜTKEPOHL, schriftl. Mitt.); auch das Meer wird bis zu 1 km überflogen (GLUTZ & BAUER 1994); KLAUS et al. (1990) erwähnen sogar 20 km. Weite Ortswechsel über 20 km und mehr treten bei winterlichem Nahrungsmangel auf, dienen aber auch der Erschließung neuer Gebiete bei Qualitätsverlust der bisherigen (KLAUS et al. 1990).
- Zur Brutzeit nutzen Birkhennen 16-75 ha (NIEWOLD & NIJLAND 1979, zitiert in MLUR 2000); Gruppenlebensraum von Hennen 34-600 ha (NIEWOLD 1996); territoriale Birkhähne 39-275 ha (NIEWOLD 1996); Schutzmaßnahmen sollten nur in großen Räumen (>3.000 ha) erfolgen, weil sonst die negativen Randeffekte überwiegen (KLAUS 1996).
- Auerhähne zeigen ausgeprägte Geburtsorttreue, während weibliche Vögel (vor allem Jungvögel im ersten Winterhalbjahr) im Umkreis von ca. 30 km herumstreichen (GLUTZ & BAUER 1994). Solche Wanderbewegungen beider Geschlechter beschreiben auch UNGER & KLAUS (2013) für Wildvögel sowie LINDNER & THIELEMANN (2013) für in Brandenburg ausgesetzte Vögel aus Schweden. Von diesem Umherstreifen abgesehen nutzen beide Geschlechter im Verlauf des Jahres Streifgebiete von 200 bis >1.000 ha (STORCH 1999, zitiert in MLUR 2002).
- Bei der Gründungspopulation im brandenburgischen Wiederansiedlungsprogramm lagen die Aktionsraumgrößen zwischen 217 und 56.166 ha (n=28 Ind.) bei einem Median von 1.118 ha (95 % Kernel nach GPS-Telemetriedaten) (ZIMMERMANN & THIELEMANN 2018). Die wichtigste Variable in einer Habitatmodellierung war hier der Waldanteil auf der Regionalskala.
- Überlebensfähige Populationen benötigen mind. 50.000 ha, wobei es auf ungehinderten Individuenaustausch zwischen den Teilpopulationen ankommt (SUCHANT 2008).

- BOLLMANN et al. (2013), BRAUNISCH & SUCHANT (2013) sowie COPPES et al. (2019) halten großflächige Schutzansätze für erforderlich, um der Metapopulationsstruktur bei Auerhühnern entgegenzukommen. Dabei soll nicht nur die aktuelle Habitataignung, sondern auch das Entwicklungspotenzial von Flächen berücksichtigt werden. Von primärer Bedeutung sind auch Korridore zwischen den Kernlebensräumen (BRAUNISCH et al. 2015a). Im Untersuchungsgebiet Schwarzwald / Baar-Wutach zeigte sich bereits genetische Differenzierung zwischen den vier Teilpopulationen (SEGELBACHER et al. 2008), was auf Isolierungseffekte hindeutet. Die Konnektivität dieser Metapopulation kann durch WEA-Akkumulationen weiter reduziert werden (BRAUNISCH et al. 2015b). Dementsprechend hält das MUKE (2022) den Schutz der Austauschbeziehungen für unverzichtbar und definiert Populationsverbundflächen, die von WEA freizuhalten sind.
- Auch HANSPACH & MÖCKEL (2022) betonen die Notwendigkeit funktionierender Metapopulationen mit verbindenden Korridoren und Trittsteinen. Die derzeitige in der Lausitz vorgesehene Gebietskulisse für die Wiederetablierung einer Flachlandpopulation ist nach ihrer Herleitung viel zu klein; sie würde nur Raum für etwa 92 Auerhühner bieten, während nach GRIMM & STORCH (2000) die minimale Größe einer überlebensfähigen Population bei 470 ad. Ind. liegt. Daher muss der Gesamttraum bis nach Nordsachsen und Südwest-Polen einbezogen werden. „Diese Vernetzung ist alternativlos!“, und viele bisherige Wiederansiedlungsvorhaben bei Raufußhühnern scheiterten, weil sie zu kleinräumig angegangen wurden (HANSPACH & MÖCKEL 2022).

Abstandsregelungen:

TAK BB (bis 2023)

Birkhuhn: Schutzbereich Zschornoer Heide gemäß Karte des LUGV

Auerhuhn: Schutzbereich im Rahmen von Artenschutzmaßnahmen im Bereich Doberlug-Kirchhain und Finsterwalde gemäß Karte des LUGV

neu nach AGW-Erlass (BB) 2023 (nur Auerhuhn):

Nahbereich: Einstandsgebiete entsprechend Karte (Anlage 1.2)

Zentraler Prüfbereich: Essenzielle Verbindungskorridore entsprechend Karte (Anlage 1.2)

Erweiterter Prüfbereich: -

BNatSchG (2022): keine Regelungen

LAG VSW (2007)

Tabubereich 1 km

LAG VSW (2014)

1 km um Vorkommen, Freihalten von Korridoren

Bemerkungen:

- Birkhuhn: Zu laufenden Schutzmaßnahmen in BB siehe LEHMANN (2005).
- Auerhuhn: Zu laufenden Schutzmaßnahmen in den brandenburgischen Gebieten siehe KRAUT & MÖCKEL (2000), MÖCKEL et al. (2005). Seit 2012 läuft in zwei der Entwicklungsgebiete die Auswilderung von Wildfängen aus Schweden.
- In einem Literatur-Review zu den Konflikten zwischen Raufußhühnern und Windenergie nennen COPPES et al. (2020a) als relevante Einflüsse Kollisionen, räumliche Meidung, Verschiebung von Balz- und Niststätten sowie lokalen Bestandsrückgang. Die sehr unterschiedlichen Studien erlauben keine generellen Schlussfolgerungen, aber im Sinne des Vorsorgeprinzips wird die Freihaltung von Raufußhuhn-Lebensräumen von WEA empfohlen, vor allem bei kleinen und gefährdeten Vorkommen.

Quellen:

- BEVANGER, K., E. L. DAHL, J. O. GJERSHAUG, D. HALLEY, F. HANSSSEN, T. NYGÅRD, M. PEARSON, H. C. PEDERSEN & O. REITAN (2010a): Avian post-construction studies and EIA for planned extension of the Hiltra wind-power plant. NINA Report 503, 68 S.
- BOLLMANN, K., P. MOLLET & R. EHRBAR (2013): Das Auerhuhn *Tetrao urogallus* im Alpen Lebensraum: Verbreitung, Bestand, Lebensraumansprüche und Förderung. Vogelwelt 134: 19-28.
- BRAUNISCH, V. & R. SUCHANT (2013): Aktionsplan Auerhuhn *Tetrao urogallus* im Schwarzwald: Ein integratives Konzept zum Erhalt einer überlebensfähigen Population. Vogelwelt 134: 29-41.

- BRAUNISCH, V., J. COPPES, S. BÄCHLE & R. SUCHANT (2015a): A spatial concept for guiding wind power development in endangered species' habitats: Underpinning the precautionary principle with evidence. In: KÖPPEL, J. & E. SCHUSTER (eds.): Conference on wind energy and wildlife impacts, March 10-12, 2015, Book of Abstracts: 22.
- BRAUNISCH, V., J. COPPES, S. BÄCHLE & R. SUCHANT (2015b): Underpinning the precautionary principle with evidence: A spatial concept for guiding wind power development in endangered species' habitats. *J. Nature Cons.* 24: 31-40.
- BRIGHT, J. A., R. H. W. LANGSTON & S. ANTHONY (2009): Mapped and written guidance in relation to birds and onshore wind energy development in England. RSPB Research Report No 35.
- BRUNNER, H. & T. FRIEDEL (2019): Windkraft und Birkhuhnschutz. Fortbestand und Raumnutzung des Birkhuhns in ostalpinen Windparks. *Naturschutz u. Landschaftsplanung* 51: 584-589.
- BUSCH, M., S. TRAUTMANN & B. GERLACH (2017): Overlap between breeding season distribution and wind farm risks: A spatial approach. *Vogelwelt* 137: 169-180.
- COPPES, J., K. BOLLMANN, V. BRAUNISCH, W. FIEDLER, V. GRÜNSCHACHNER-BERGER, P. MOLLET, U. NOPP-MAYR, K.-E. SCHROTH, I. STORCH & R. SUCHANT (2019): Auswirkungen von Windenergieanlagen auf Auerhühner. Projektabschlussbericht Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, 122 S.
- COPPES, J., V. BRAUNISCH, K. BOLLMANN, I. STORCH, P. MOLLET, V. GRÜNSCHACHNER-BERGER, J. TAUBMANN, R. SUCHANT & U. NOPP-MAYR (2020a): The impact of wind energy facilities on grouse: a systematic review. *J. Ornithology* 161: 1-15.
- COPPES, J., J.-L. KÄMMERLE, V. GRÜNSCHACHNER-BERGER, V. BRAUNISCH, K. BOLLMANN, P. MOLLET, R. SUCHANT & U. NOPP-MAYR (2020b): Consistent effects of wind turbines on habitat selection of capercaillie across Europe. *Biol. Cons.* 244: 108529.
- COPPES, J., K. BOLLMANN, V. BRAUNISCH, W. FIEDLER, V. GRÜNSCHACHNER-BERGER, P. MOLLET, U. NOPP-MAYR, K.-E. SCHROTH, I. STORCH & R. SUCHANT (2021): Die Auswirkungen von Windenergieanlagen auf Auerhühner *Tetrao urogallus* – Ergebnisse eines internationalen Forschungsprojektes. *Vogelwarte* 59: 21-28.
- EPPLE, W. (2023): Auerhuhn im Sinkflug durch Windkraft im Schwarzwald? *Naturschutzmagazin* 1/2023: 8-15.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. & K. M. BAUER (1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 5, 2. Auflage.
- GONZÁLEZ, M. A. (2018): Female Cantabrian capercaillie dead by collision with wind turbine. *Grouse News. Newsletter of the Grouse Group of the IUCN-SSC Galliformes Specialist Group* 55: 15-17.
- GONZÁLEZ, M. A. & V. ENA (2011): Cantabrian Capercaillie signs disappeared after a wind farm construction. *Chioglossa* 3: 65-74.
- GRIMM, V. & I. STORCH (2000): Minimum viable population size of capercaillie *Tetrao urogallus*: results from a stochastic model. *Wildl. Biol.* 6/4: 219-225.
- GRÜNEBERG, C., R. DRÖSCHMEISTER, D. FUCHS, W. FREDERKING, B. GERLACH, M. HAUSWIRTH, J. KARTHÄUSER, B. SCHUSTER, C. SUDFELDT, S. TRAUTMANN & J. WAHL (2017): Vogelschutzbericht 2013 – Methoden, Organisation und Ergebnisse. *Naturschutz und Biologische Vielfalt Heft 157*, 230 S., Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz.
- GRÜNSCHACHNER-BERGER, V. & M. KAINER (2011): Birkhühner (*Tetrao tetrix*): Ein Leben zwischen Windrädern und Schilfluten. *Egretta* 52: 46-54.
- HANSPACH, D. & R. MÖCKEL (2022): Lausitzische Bestände des Auerhuhns (*Tetrao urogallus* Linnaeus, 1758) zur Mitte des 18. Jahrhunderts im Vergleich mit den heutigen Wiederansiedlungsvorhaben. *Berichte Naturforschende Gesellsch. Oberlausitz* 30: 3-26.
- HOVICK, T. J., R. D. ELMORE, D. K. DAHLGREN, S. D. FUHLENDORF & D. M. ENGLE (2014): Evidence of negative effects of anthropogenic structures on wildlife: a review of grouse survival and behaviour. *J. Appl. Ecol.* 51: 1680-1689.

- JUNTA DE ANDALUCIA (2010): Programa de Seguimiento de Parques Eólicos. Memoria de Resultados 2005 – 2009. Servicio de Gestión del Medio Natural, Delegación Provincial de Medio, Cádiz: 1-40.
- KLAUS, S. (1996): Birkhuhn – Verbreitung in Mitteleuropa, Rückgangsursachen und Schutz. NNA-Berichte 9: 6-11.
- KLAUS, S., A.V. ANDREEV, H.-H. BERGMANN, F. MÜLLER, J. PORKERT & J. WIESNER (1989): Die Auerhühner. Neue Brehm-Bücherei 86. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- KLAUS, S., H. H. BERGMANN, C. MARTI, F. MÜLLER, O. A. VITOVITCH, J. WIESNER (1990): Die Birkhühner. Neue Brehm-Bücherei 397. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- KOČVARA, R. (2010): Přehled výsledků sledování mortality ptáků a netopýřů v souvislosti s provozem VTE na území ČR v letech 2006-2010. Čas. Slez. Muz. Opava (A), 59: 256-262.
- KRAUT, H. & R. MÖCKEL (2000): Forstwirtschaft im Lebensraum des Auerhuhns. Ein Leitfaden für die Waldbewirtschaftung in den Einstandsgebieten im Lausitzer Flachland. Schriftenr. MLUR / Eberswalder forstl. Schriftenr. VIII: 43 S.
- LEHMANN, R. (2005): Das Europäische Vogelschutzgebiet (SPA) Zschornoer Heide. Natursch. Landschaftspfl. Brandenburg14: 156-158.
- LINDNER, U. & L. THIELEMANN (2013): Pilotprojekt zur Wiederansiedlung des Auerhuhns *Tetrao urogallus* in der Niederlausitz. Vogelwelt 134: 83-91.
- MAY, R. (2017): Mitigation for birds. In: PERROW, M. R. (ed.): Wildlife and Wind Farms, Conflicts and Solutions, Vol. 2 (Onshore: Monitoring and Mitigation): 124-144.
- MLUR (Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung Brandenburg) (2000): Artenschutzprogramm Birkhuhn.
- MLUR (Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung Brandenburg) (2002): Artenschutzprogramm Auerhuhn.
- MÖCKEL, R., F. BROZIO & H. KRAUT (1999): Auerhuhn und Landschaftswandel im Flachland der Lausitz. Mitt. Verein Sächs. Ornithol. 8, Sonderheft 1, 202 S.
- MÖCKEL, R., H. DONATH & U. ALBRECHT (2005): Das Europäische Vogelschutzgebiet (SPA) Niederlausitzer Heide. Natursch. Landschaftspfl. Brandenburg14: 159-161.
- MUKE (Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg) (2022): Hinweise zur Erfassung und Bewertung von Auerhuhnvorkommen bei der Genehmigung von Windenergieanlagen. 37 S.
- NIEWOLD, F. J. J. (1996): Das Birkhuhn in den Niederlanden und die Problematik des Wiederaufbaus der Population. NNA-Berichte 9: 11-20.
- RYDELL, J., R. OTTVALL, S. PETERSSON & M. GREEN (2017): The effects of wind power on birds and bats – an updated synthesis report 2017. Vindval Report 6791, 128 S.
- RYSLAVY, T., I. LANGGEMACH, B. LITZKOW & A. STEIN (2015): Zur Bestandssituation ausgewählter Vogelarten in Brandenburg - Jahresbericht 2011 & 2012. Natursch. Landschaftspfl. Brandenburg 24: 4-33.
- STOKKE, B. G., T. NYGÅRD, U. FALKDALEN, H. C. PEDERSEN & R. MAY (2020): Effect of tower base painting on willow ptarmigan collision rates with wind turbines. Ecology & Evolution 10: 5670–5679.
- SUCHANT, R. (2008): Avifaunistisches Gutachten Windkraftanlagen Raxanger im Auftrag der ÖBF AG Forstbetrieb Steiermark.
- TAUBMANN, J., J.-L. KÄMMERLE, H. ANDRÉN, V. BRAUNISCH, I. STORCH, W. FIEDLER, R. SUCHANT & J. COPPES (2021): Wind energy facilities affect resource selection of capercaillie *Tetrao urogallus*. Wildlife Biol. doi: 10.2981/wlb.00737.
- TRAXLER, A., JAKLITSCH, H., WEGLEITNER, S., BIERBAUMER, S. & GRÜNSCHACHNER-BERGER, V. (2005): Zusammenfassung Vogelkundliches Monitoring im Windpark Oberzeiring 2004/2005. Unveröff. Gutachten im Auftrag Tauernwind Windkraftanlagen GmbH, Pottenbrunn, 7 S.

- TRAXLER, H., S. WEGLEITNER, A. DAROLOVÁ & A. MELCHER (2013): Untersuchungen zum Kollisionsrisiko von Vögeln und Fledermäusen an Windenergieanlagen auf der Parndorfer Platte 2007 bis 2009, Endbericht. BIOME, 98 S.
- UNGER, C. & S. KLAUS (2013): Translokation russischer Auerhühner *Tetrao urogallus* nach Thüringen. Vogelwelt 134: 43-54.
- ZEILER, H. P. & V. GRÜNSCHACHNER-BERGER (2009): Impact of wind power plants on black grouse, *Lyrurus tetrix* in Alpine regions. Folia Zool. 58: 173-183.
- ZIMMERMANN, B. & L. THIELEMANN (2018): Ergebnisse des Pilotprojektes zur Wiederansiedlung des Auerhuhns *Tetrao urogallus* in Brandenburg. Vogelwelt 138: 29-53.
- ZWART, M. C., P. ROBSON, S. RANKIN, M. J. WHITTINGHAM & P. J. K. MCGOWAN (2015): Using environmental impact assessment and post-construction monitoring data to inform wind energy developments. Ecosphere 6, Article 26: 1-11.

1.2. Rohrdommel (*Botaurus stellaris*) und Zwergdommel (*Ixobrychus minutus*)

Schutzstatus / Gefährdung / Bestandssituation in Brandenburg:

- Rohrdommel:
 - Anh. I EG-VSRL; streng geschützte Art nach § 7 Abs. 2 Nr. 14c BNatSchG, § 1 Satz 2 i. Verb. m. Anl. 1 Spalte 3 BArtSchV
 - RL D 3, RL BB V
 - Bestandsanteil BB an D: 37 %
 - Innerhalb BB Bestandsanteil in SPA (Stand 2014-20): 68 %
 - In D (Stand 2005-09) 950-1.100 Rev., davon 552-612 in SPA (GRÜNEBERG et al. 2017); mit Stand 2011-16 in D 800-850 Rev. (RYSILAVY et al. 2020).
 - BB 2018: 203-240 BP/Rev., zunehmend (MsB)
 - EHZ: B (gut)
- Zwergdommel:
 - Anh. I EG-VSRL, streng geschützte Art nach § 7 Abs. 2 Nr. 14c BNatSchG, § 1 Satz 2 i. Verb. m. Anl. 1 Spalte 3 BArtSchV
 - RL D 3, RL BB 3
 - Bestandsanteil BB an D: 44 %
 - Innerhalb BB Bestandsanteil in SPA (Stand 2014-19): 66 %
 - In D (Stand 2005-09) 220-290 Rev., davon 116-164 in SPA (GRÜNEBERG et al. 2017); mit Stand 2011-16 in D 210-270 Rev. (RYSILAVY et al. 2020).
 - BB 2018: 49-60 BP/Rev., zunehmend (MsB)
 - EHZ: B (gut)

Gefährdung durch WEA:

- Fundkartei: bisher 2 Schlagopfer der Rohrdommel in D dokumentiert (NI); darüber hinaus 2 Fälle in den Niederlanden und einer in Polen, ein Schlagopfer der Zwergdommel in Frankreich
- Kollisionen von Rohrdommeln mit Freileitungen wurden aus Spanien, Italien und UK gemeldet (WHITE et al. 2006).
- Nachtzieher, die bei der Revierbesetzung auf akustische Reize am Boden reagieren.
- In der Brutsaison sind das gemeinsame Kreisen mehrerer Rohrdommeln, aber auch Luftkämpfe über dem Brutrevier beschrieben (nachts und in der Dämmerung), auch im Herbst und Winter, aber dann wohl ohne Revierbezug (CRAMP 1977, GLUTZ & BAUER 1987, MAHLER 2002, WHITE et al. 2006).

Lebensraumentwertung:

- Bisher gibt es kein Zwergdommelrevier und nur drei Rohrdommelreviere < 1 km vom Brutplatz (minimal 700 m), keine aktuellen Daten vorliegend.
- Die Rohrdommel gehört zu den gegenüber akustischen Beeinträchtigungen empfindlichsten Arten; kritischer Schallpegel tags 52 dB(A) (GARNIEL et al. 2007). Nach Inbetriebnahme einer neuen Straße gaben Rohrdommeln bis >500 m ihre Brutreviere auf, was auf die Geräuschimmission zurückgeführt wurde („>53-55 dB“) (HIRVONEN 2002 in GARNIEL et al. 2007). Geräusche durch WEA dürften ab einer bestimmten Entfernung nicht den bei Wind ohnehin im Röhricht auftretenden Geräuschpegel überschreiten, aber Grenzwerte für die Entfernung lassen sich bisher nicht festlegen.

Aktionsraum:

- Während der Brutzeit weitgehend an Brutgewässer gebunden; Nahrungsflüge bei der Rohrdommel vor allem bei Bruten in Feldsöllen bzw. bei der Zwergdommel „zwischen bestimmten Schilfflächen“ (ULBRICHT 2020). Zumindest bei der Rohrdommel dürfte die Flugaktivität auch durch die Neigung zur Polygamie (GLUTZ & BAUER 1987) gefördert werden.
- Im Vereinigten Königreich fliegen vor allem die Weibchen bis zu 2 km weg vom Brutplatz (BRIGHT et al. 2009).
- FLADE (1994) gibt den Raumbedarf der Rohrdommel während der Brutzeit mit 2-20 ha an und für die Zwergdommel mit 0,2-3 ha.

- An den o. g. gemeinsamen Flügen mehrerer Vögel sind Individuen (meist ♂, aber auch ♀♀) aus bis zu 5 km Entfernung beteiligt (CRAMP 1977).
- Hohe Flugaktivität auch nach der Brutzeit bzw. während des Zuges (u. a. ULBRICHT 2011). Da sich Rast sowie Zu- und Abzug mit bis zu elf gemeinsam nachgewiesenen Individuen in typischen Rohrdommelgebieten abspielen, die auch zur Brut genutzt werden (ULBRICHT 2017), empfiehlt der Autor den unten genannten Abstand sowohl zu Brut- als auch zu Rastgebieten einzuhalten.
- Bei der Zwergdommel gestaltet sich der Abzug aus dem Brutgebiet Mitte August bis Mitte September so, dass die Vögel eines Brutgebietes einzeln oder in Trupps bis mind. 15 Ind. in der Abenddämmerung aufsteigen und kreisend bis über 50 m Höhe gewinnen bis zum eigentlichen Abzug (ULBRICHT 2020).

Abstandsregelungen:

TAK BB

Schutzbereich 1 km zum Brutplatz

neu nach AGW-Erlass (BB) 2023:

Nahbereich: - (beide Arten)

Zentraler Prüfbereich: 500 m (beide Arten)

Erweiterter Prüfbereich: - (beide Arten)

BNatSchG (2022): keine Regelungen

LAG VSW (2007)

Tabubereich 1 km

Prüfbereich 4 km

LAG VSW (2014)

MA 1 km (beide Arten)

PB 3 km (Rohrdommel)

Quellen:

- BRIGHT, J. A., R. H. W. LANGSTON & S. ANTHONY (2009): Mapped and written guidance in relation to birds and onshore wind energy development in England. RSPB Research Report No 35.
- CRAMP, S. (Hrsg.) (1977): Handbook of the Birds of Europe the Middle East and North Africa - The Birds of the Western Palearctic. Bd. I Ostrich to Ducks, Oxford University Press.
- FLADE, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. IHW-Verlag, 879 S.
- GARNIEL, A., W. D. DAUNICHT, U. MIERWALD & U. OJOWSKI (2007): Vögel und Verkehrslärm. Quantifizierung und Bewältigung entscheidungserheblicher Auswirkungen von Verkehrslärm auf die Avifauna. Schlussbericht November 2007 / Kurzfassung. – FuE-Vorhaben 02.237/2003/LR des Bundesministeriums für Verkehr, Bau- und Stadtentwicklung. 273 S., Bonn, Kiel.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. & K. M. BAUER (1987): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 1, 2. Auflage.
- GRÜNEBERG, C., R. DRÖSCHMEISTER, D. FUCHS, W. FREDERKING, B. GERLACH, M. HAUSWIRTH, J. KARTHÄUSER, B. SCHUSTER, C. SUDFELDT, S. TRAUTMANN & J. WAHL (2017): Vogelschutzbericht 2013 – Methoden, Organisation und Ergebnisse. Naturschutz und Biologische Vielfalt Heft 157, 230 S., Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz.
- MAHLER, U. (2002): Ein Beitrag zum "circling flight" der Rohrdommel (*Botaurus stellaris*) und seine Beziehung zum Zug. Ökol. Vögel 24: 515-522.
- ULBRICHT, J. (2011): Durchzug und Rast der Rohrdommel *Botaurus stellaris* in der Oberlausitz. Mitt. Verein Sächs. Ornithol. 10: 477-479.
- ULBRICHT, J. (2017): Beobachtungen zum Abzug von Rohrdommeln *Botaurus stellaris* aus ihren Brut- und Rastgebieten. Orn. Mitt. 69: 381-390.
- ULBRICHT, J. (2020): Zum Verhalten der Zwergdommel *Ixobrychus minutus* mit Hinweisen zur Erfassung der Art. Orn. Mitt. 72: 291-308.
- WHITE, G., J. PURPS & S. ALSBURY (2006): The bittern in Europe: a guide to species and habitat management. RSPB, Sandy, 186 S.

1.3. Schwarzstorch (*Ciconia nigra*)

Schutzstatus / Gefährdung / Bestandssituation in Brandenburg:

- Anh. I EG-VSRL; streng geschützte Art gem. § 7 Abs. 2 Nr. 14 a BNatSchG i. Verb. m. Anhang A EG-VO 338/97
- RL D Ø, RL BB 1
- Bestandsanteil BB an D: 10 %
- Innerhalb BB Bestandsanteil in SPA (Stand 2018): 55 %
- In D (Stand 2005-09) 650-750 Paare, davon 181-226 in SPA (GRÜNEBERG et al. 2017); mit Stand 2016 in D 800-900 Paare (RYSILAVY et al. 2020).
- BB 2019: 46 BP/Rev. (Rote Liste), Bestandsschwankungen, aber insgesamt weitgehend stabil (MsB)
- EHZ: B/C (gut bis schlecht)

Gefährdung durch WEA:

- Fundkartei: bisher 5 Schlagopfer in D dokumentiert (BB, HE, NI, NW, TH); darüber hinaus 3 Fälle in Spanien und je 1 Fall in Frankreich und Belgien: 3x juv. (HE, NI, F), 2 ad. während Brutzeit (NW), 1 Subadulter im 2. KJ zum Ende der Brutzeit (BB), 1 Jungvogel 1.200 m vom Horst, 3 ohne Altersangabe (E).
- Das Verhungern aller Nestlinge einer Brut bei Steffenshagen (PR) deutet auf Altvogelverluste während der Aufzuchtzeit hin, evtl. durch die 1,7 km entfernten WEA.
- In einer Untersuchung in Spanien war der Schwarzstorch die Art mit dem größten „Risiko-Index“ (27,3 % Beobachtungen an WEA mit Kollisionsrisiko pro Zahl Gesamtbeobachtungen) (LEKUONA & URSÚA 2007).
- Vergleichbare Ergebnisse lieferte BRIELMANN et al. (2005): Bei 77 Beobachtungen am WP Schönhagen (PR) gab es keine ausgesprochene Meidung des WP; unter neun Aktivitäten bis zu 500 m von den WEA waren zwei (22,2 %) Risikosituationen.
- Bei 54 Beobachtungen von Schwarzstorchflugbewegungen im Windfeld Biebersdorf-Briesensee-Radensdorf (LDS) umflogen die Störche mindestens zweier Brutplätze auf dem Weg zum Nahrungsgebiet meist den WP und kehrten auf dem Rückweg zum Horst auf kürzestem Weg durch den WP zurück, so dass 29,6 % der Nahrungsflüge durch den WP erfolgten (LIEDER 2014). Nach Angaben des Horstbetreuers führten nach eigenen Erhebungen sogar 31 von 77 Flügen (40,2 %) durch den Windpark (L. BALKE schrift. Mitt.).
- Demgegenüber beobachtete BRAUNEIS (1999) in fünf Fällen bei fliegenden Schwarzstörchen Kurskorrektur bei einem mittleren Abstand von 471 m zur WEA.
- In Hessen erfolgten bei Sichtbeobachtungen 29 % der registrierten Flüge im mit 80-190 m definierten Rotorbereich. Unter Einbeziehung zusätzlich ausgewerteter Beobachtungsstudien lag dieser Anteil zwischen 8 und 32 % (HAGER & THIELEN 2018). In der Summe dieser Studien (n=406 Flüge) lag der Anteil von Flügen im kritischen Nahbereich von WEA bei 6,7 %, wobei 3 % gleichzeitig im kritischen Höhenbereich lagen. Flugbewegungen erfolgten über allen im Aktionsraum liegenden Landschaftselementen.
- LOSKE (2020) fand im Bereich des WP Lichtenau–Hassel (NRW) mittels Laser-Range-Finder eine mittlere Flughöhe von 114,9 m (n=222 Beob.), wobei ca. 48 % der Flüge ≤ 80 m lagen; Monatsmittel: März: 122,5 m, April 50,2 m, Mai 64,0 m, Juni 209,2 m, Juli 75,3 m. Ermittelte Fluggeschwindigkeiten lagen zwischen 0,79 und 16,25 m/s (Ø 6 m/s).
- Auf der Basis von Beobachtungen wurde an zwei 21 km voneinander entfernten Brutplätzen in Hessen ein sehr unterschiedliches Verhalten der Brutvögel gegenüber WEA festgestellt: Meidung an einem und fehlende Meidung am anderen Standort, ohne dass sich die Ursachen restlos klären ließen. Mithin können bei ein und derselben Art sowohl Barrierewirkung als auch Kollisionsrisiko auftreten (STÜBING & KORN 2018).

- Drei mit GSM/GPS-Sendern versehene Jungvögel in Bayern zeigten zwischen dem Ausfliegen und dem Abflug keine Meidung von WEA, eher Annäherung (min. 323 m); der Unterschied gegenüber Zufallspunkten war signifikant. Dies wird nicht im Sinne einer Attraktivitätswirkung interpretiert, sondern damit, dass die WEA an für den Schwarzstorch ohnehin attraktiven Stellen stehen (RÖHL 2015).

Lebensraumentwertung:

- Aufgrund der weiten Nahrungsflüge können wichtige Flugwege durch WEA abgeschnitten werden, weshalb ROHDE (2009) nach mehrjährigen Funktionsraumanalysen für einen Restriktionsbereich von 7 km votiert.
- Wasserstand und Nahrungsverfügbarkeit können die Nutzung von Hauptnahrungsgebieten erheblich beeinflussen und damit zu einer Verlagerung von Hauptflugkorridoren führen (BALKE 2016).
- Im wichtigsten Schwarzstorch-Gebiet Hessens, dem SPA „Vogelsberg“, das gern als Beispiel für positives Nebeneinander von Schwarzstörchen und Windkraft genannt wird, nahm der Brutbestand mit der schrittweisen Errichtung von 178 WEA von 13-14 BP (2002) auf 5 BP (2017) ab, während in anderen hessischen Gebieten der Bestand stabil oder nur leicht zurückgehend war (RICHARZ 2021).
- Ein Windpark in Niedersachsen wurde durch drei Schwarzstorchpaare in der Umgebung komplett gemieden und auch nicht überflogen, allerdings wurden auch die für die Art ungeeigneten Strukturen in diesem Bereich erwähnt (SPRÖTGE & HANDKE 2006).
- In Rheinland-Pfalz wurden einzelne Brutansiedlungen in weniger als 1.000 m zu bestehenden WEA bekannt. Die meisten wurden nach kurzer Zeit wieder aufgegeben, was auf reduzierte Beständigkeit von Brutvorkommen in der Nähe von WEA hindeutet (GNOR 2015).
- Ein BP im Kreis Giessen (HE) 4,6 km von einem geplanten Windfeld entfernt brütete auch nach Errichtung des WP erfolgreich. Ein weiteres BP hatte Wechselhorste ca. 1,3 km und 650 m entfernt vom Planungsgebiet. Nach Errichtung des WP brütete es erfolgreich in einem Kunsthorst ebenfalls ca. 1,3 km entfernt von den sechs 200 m hohen WEA. Die Brutvögel beider Paare und ihr Nachwuchs mieden während des Baus und im folgenden ersten Betriebsjahr den WP bzw. umflogen ihn in teils geringer Entfernung. Lediglich ein juv. wurde diesen in großer Höhe überfliegend beobachtet (WEISE 2016, FA WINDENERGIE AN LAND 2016).
- In einer deutschlandweiten Analyse ermittelten BUSCH et al. (2017) für etwa 19 % der aktuellen Schwarzstorchlebensräume ein Störpotenzial durch die derzeit bestehenden Windkraftanlagen (gemessen an Überlappung von Brutverbreitung und Verteilung der WEA, Ausbaustand 2015). Dabei sind etwa 20 % der deutschen Brutpopulation betroffen.
- In Italien wurden im Zuge der Wiederansiedlung und –ausbreitung des Schwarzstorches Gebiete identifiziert, die zwar geeignet sind, aber durch vorhandene WPs ein hohes Mortalitätsrisiko aufweisen (SMERALDO et al. 2020).
- Eine Analyse von Brutplätzen bis 2021 in BB ergab, dass bereits etwas mehr als ein Drittel der Schwarzstorchreviere innerhalb einer Entfernung von 1.500 m zu den Brutplätzen den Störwirkungen von WEA ausgesetzt ist. Dabei lag die mittlere Entfernung von Horsten mit unterdurchschnittlichem oder ausbleibendem Bruterfolg bzw. instabiler Horstbesetzung zur nächstgelegenen WEA bei \bar{x} 1.655 m (n=14), während die durchschnittliche Distanz zu Brutplätzen mit durchschnittlichem oder überdurchschnittlichem Bruterfolg 2.314 m (n=7) betrug. Dies unterstreicht die hohe Störempfindlichkeit von Schwarzstörchen gegenüber WEA bei geringeren Entfernungen (VSW, unveröff.).

Aktionsraum:

- Aktionsräume nach vielen Literaturquellen bis 10 und mehr km vom Horst (JANSSEN et al. 2004, BALKE 2016), wobei Nahrungsflüge sogar über 20 km hinaus reichen können (JADOUL 2000).
- Ein ♀ Brutvogel in RP wurde 3 Jahre mit GPS-Sender verfolgt (1 erfolglose Brut und 2 erfolgreiche). Der Aktionsraum während der gesamten Anwesenheit im Brutgebiet lag bei 77.844, 87.199 und 123.804 ha (MCP). Die Abstände zwischen dem Horst und den durch Verdichtung der Lokalisationen definierten „essentiellen Nahrungshabitaten“ lagen in den drei Jahren zwischen ca. 3,8 und 4,9 km, zwischen 4,9 und 6,1 km sowie zwischen 24,3 und 25,3 km (im dritten Jahr wurde ein 25 km entfernter Horst genutzt, aber weitgehend dieselben Nahrungsreviere). Maximale Distanzen lagen bei 25, 30 und 30 km, wobei einzelne Ausflüge, die nicht als Nahrungsflüge gewertet wurden, noch deutlich weiter weg führten. Bevorzugte Nahrungshabitate waren natürliche Fließgewässer sowie (geringer) extensiv genutztes Grünland und Mischwald (SCHNELL 2017).
- In Frankreich hatten 12 mit Satellitensendern versehene Schwarzstörche zwischen 16.182 und 183.810 ha, im Mittel 54.000 ha große Homeranges (bei 95 % der Lokalisationen) und flogen bis 20 km weg vom Nest (JIGUET & VILLARUBIAS 2004). Für Raumnutzungsuntersuchungen im Zuge von Windkraftplanungen ist ein wichtiges Ergebnis, dass die Homeranges von Nichtbrütern großräumig mit denen von Brutvögeln überlappten.
- BALKE (2016) ermittelte während Raumnutzungsuntersuchungen an 3 BP im Spreewald (BB) über 3, 6 bzw. 7 Jahre hohe Anteile weiter Flugstrecken zu den hauptsächlich genutzten Nahrungsgebieten. Diese führte er auf Verlagerung der Brutplätze aus dem Inneren des Spreewalds an dessen Ränder, ausgelöst durch Zunahme menschlicher Störungen, sowie schlechte Nahrungsverfügbarkeit im Umfeld der neuen Horststandorte zurück. So befanden sich nur 7 (6-9) % der ermittelten Nahrungsgebiete in Entfernungen <3 km zu den Horsten, 25 (10-47) % entfielen auf Entfernungen von 3-5 km, 50 (34-81) % auf Entfernungen von 5-10 km, 9 (1-13) % auf Entfernungen von 10-15 km und 9 % auf noch größere Distanzen.
- Konkrete Nahrungsquellen werden gezielt angeflogen, so dass Funktionsraum-analyse im „Prüfbereich“ sinnvoll ist (vgl. ROHDE 2009); gleichzeitig Möglichkeit für gezielte, punktuelle Verbesserung von Nahrungshabitaten.
- Zwei telemetrierte Jungvögel (GSM/GPS-Sender) in Bayern wurden nach dem Ausfliegen bis zum endgültigen Abflug über eine Flugstrecke von 60 bzw. 460 km verfolgt und entfernten sich dabei bis zu 15 bzw. 30 km vom Nest. Ein dritter Jungvogel entfernte sich schon nach wenigen Tagen aus dem Brutgebiet und flog in den folgenden 7 Wochen mind. 2.646 km in einem bis Tschechien und Österreich reichenden Gebiet (RÖHL 2015).

Abstandsregelungen:

TAK BB

Schutzbereich 3 km zum Horst

Freihalten der Nahrungsflächen und Gewährleistung der

Erreichbarkeit derselben im Radius von mind. 6 km

neu nach AGW-Erlass (BB) 2023:

Nahbereich: -

Zentraler Prüfbereich: 1.000 m

Erweiterter Prüfbereich: -

BNatSchG (2022): keine Regelungen

LAG VSW (2007)

Tabubereich 3 km

Prüfbereich 10 km

LAG VSW (2014)

MA 3 km

PB 10 km

Quellen:

- BALKE, L. (2016): Die Entwicklung der Schwarzstorchpopulation in der Spreewaldregion im Zeitraum 2000 bis 2015. Otis 23: 105-120.
- BRAUNEIS, W. (1999): Der Einfluß von Windkraftanlagen auf die Avifauna am Beispiel der "Solzer Höhe" bei Bebra-Solz im Landkreis Hersfeld-Rotenburg. Untersuchung im Auftrag des BUND Hessen, 93. S.
- BRIELMANN, N., B. RUSSOW & H. KOCH (2005): Beurteilungen der Verträglichkeit des Vorhabens „Windpark Steffenshagen“ mit den Erhaltungs- und Schutzziele des Europäischen Vogelschutzgebietes (SPA) „Agrarlandschaft Prignitz - Stepenitz“ (Gebiets-Nr.: DE 2738-421) (SPA - Verträglichkeitsstudie), unveröff. Gutachten, Auftraggeber: WKN - Windkraft Nord AG.
- BUSCH, M., S. TRAUTMANN & B. GERLACH (2017): Overlap between breeding season distribution and wind farm risks: A spatial approach. Vogelwelt 137: 169-180.
- FACHAGENTUR WINDENERGIE AN LAND (2016): Schwarzstorch (*Ciconia nigra*), Landkreis Gießen, Hessen. Darstellung und Diskussion der Monitoringergebnisse aus dem 3. Monitoringjahr (2016) im Rahmen des 2. Runden Tisches Vermeidungsmaßnahmen am 23.11.2016. Unveröff., 3 S. https://www.fachagentur-windenergie.de/fileadmin/files/Veranstaltungen/Runder_Tisch_Vermeidungsmassnahmen/2._Runder_Tisch_23.11.2016/FA_Wind_Beiispiel_1_Sst_Giessen_Hessen_2016-11-23.pdf
- GNOR (Gesellschaft für Naturschutz und Ornithologie Rheinland-Pfalz e. V., Hrsg.) (2015): Die Vogelwelt von Rheinland-Pfalz, Bd. 2, Entenvögel bis Storchenvögel. Schriftenreihe „Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz“, Beiheft 47.
- GRÜNEBERG, C., R. DRÖSCHMEISTER, D. FUCHS, W. FREDERKING, B. GERLACH, M. HAUSWIRTH, J. KARTHÄUSER, B. SCHUSTER, C. SUDFELDT, S. TRAUTMANN & J. WAHL (2017): Vogelschutzbericht 2013 – Methoden, Organisation und Ergebnisse. Naturschutz und Biologische Vielfalt Heft 157, 230 S., Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz.
- HAGER, A. & J. THIELEN (2018): Untersuchung des Flugverhaltens von Schwarzstörchen in Abhängigkeit von Witterung und Landnutzung unter besonderer Berücksichtigung vorhandener WEA im Vogelschutzgebiet Vogelsberg. Abschlussbericht, im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Wirtschaft, Verkehr und Landesentwicklung, 207 S.
- JADOUL, G. (2000): La migration des cigognes noirs. Du chêne au baobab. Editions du Perron.
- JANSSEN, G., M. HORMANN & C. ROHDE (2004): Der Schwarzstorch. Neue Brehm-Bücherei 468. Hohenwarsleben.
- JIGUET, F. & S. VILLARUBIAS (2004): Satellite tracking of breeding black storks *Ciconia nigra*: new incomes for spatial conservation issues. Biol. Cons. 120: 153-160.
- LEKUONA, J. M. & C. URSÚA (2007): Avian Mortality in wind power plants of Navarra (northern Spain). In: DE LUCAS, M., G. F. E. JANSS & M. FERRER (Eds.): Birds and Wind Farms, S. 177-192. Quercus, Madrid.
- LIEDER, K. (2014): Windenergieprojekt Biebersdorf in Brandenburg. Ornithologisches Gutachten Funktionsraumanalyse Schwarzstorch 2014. Regner & Söldner GbR, Ronneburg, unveröff. Gutachten im Auftr. Planungsbüro Petrick GmbH & Co. KG, 24 S.
- LOSKE, K.-H. (2020): Erfassung der Flugbewegungen von Rotmilan und Schwarzstorch mit dem Laser-Range-Finder (LRF IV BT) im Windpark Lichtenau-Hassel im Bereich der mit Videokameras bestückten Windkraftanlagen Nr. 1-3. Gutachten im Auftrag von Lackmann Phymetric GmbH.
- RICHARZ, K. (2021): Windenergie im Lebensraum Wald – Gefahr für die Artenvielfalt. Situation und Handlungsbedarf. Deutsche Wildtier Stiftung, 82 S.
- ROHDE, C. (2009): Funktionsraumanalyse der zwischen 1995 und 2008 besetzten Brutreviere des Schwarzstorches *Ciconia nigra* in Mecklenburg-Vorpommern. Orn. Rundbrief Meckl.-Vorp. 46, Sonderheft 2: 191-204.

- RÖHL, S. H. (2015): Post-fledging habitat use and dispersal behaviour of juvenile black storks (*Ciconia nigra*) as revealed by satellite tracking. Master thesis, Göttingen.
- SCHNELL, M. (2017): Raumnutzungsanalyse eines telemetrierten Schwarzstorches (*Ciconia nigra*) während dreier Brutphasen. Masterarbeit, Hochschule RheinMain, 88 S.
- SMERALDO, S., L. BOSO, M. FRAISSINET, L. BORDIGNON, M. BRUNELLI, L. ANCILLOTTO & D. RUSSO (2020): Modelling risks posed by wind turbines and power lines to soaring birds: the black stork (*Ciconia nigra*) in Italy as a case study. *Biodiv. and Cons.* 29: 1959-1976.
- SPRÖTGE, M. & K. HANDKE (2006): Untersuchungen zur Raumnutzung des Schwarzstorchpaares aus dem Wiegerser Forst (Gemeinde Wohnste, Landkreis Rotenburg). Unveröff. Gutachten, 22 S.
- STÜBING, S. & M. KORN (2018): Verhalten von Schwarzstörchen (*Ciconia nigra*) im Brutplatzumfeld gegenüber Windenergieanlagen – zwei Beispiele in Hessen. *Vogel u. Umwelt* 23: 107-114.
- WEISE, J. (2016): Schwarzstorch-Monitoring Windpark Rabenau-Geilshausen, 3. Berichtsjahr. Unveröff. Präsentation beim Runden Tisch Vermeidungsmaßnahmen am 23.11.2016; Ing.-büro Meier & Weise, Gießen, 15 S.

1.4. Weißstorch (*Ciconia ciconia*)

Schutzstatus / Gefährdung / Bestandssituation in Brandenburg:

- Anh. I EG-VSRL; streng geschützte Art nach § 7 Abs. 2 Nr. 14c BNatSchG, § 1 Satz 2 i. Verb. m. Anl. 1 Spalte 3 BArtSchV
- RL D V, RL BB 3
- Bestandsanteil BB an D: 28 %
- Innerhalb BB Bestandsanteil in SPA (Stand 2018): 45 %
- In D (Stand 2005-09) 4.200-4.600 BP, davon 1.465-1.560 in SPA (GRÜNEBERG et al. 2017); mit Stand 2016 in D 6.000-6.500 BP (RYSILAVY et al. 2020).
- BB 2020: 1.206 HP (NABU-Monitoring), stabil (MsB)
- EHZ: B (gut)

Gefährdung durch WEA:

- Bei Verrechnung verschiedener Kollisions-Indizes stufen SPRÖTGE et al. (2018) das Mortalitätsrisiko beim Weißstorch an WEA als „hoch“ ein.
- Fundkartei:
 - bisher in D 108 Schlagopfer dokumentiert (34 aus BB), davon 28 im ersten Kalenderjahr (29,5 %), 6 (6,3 %) im zweiten und 61 ad. (64,2 %)
 - 66 Fundmeldungen aus Spanien, 4 aus Frankreich und 1 aus Österreich
 - Die Beobachtung des Absturzes eines Jungvogels deutet auf Verwirbelung mit Aufprall am Boden und Fraktur von Beinen und Schnabel hin. Mehrere Funde mit ähnlichem Verletzungsbild sprechen für regelmäßige Abstürze dieser Art. Ob es aerodynamisch tatsächlich Wirbelschleppen sind, wird kontrovers diskutiert, was aber die Verluste insgesamt nicht in Frage stellt.
- MÖCKEL & WIESNER (2007) nennen Fundabstände von 420 und 1.875 m zum nächsten Horst.
- Von 19 Vögeln, die sich Horsten zuordnen ließen, 1 ad., 4 immat. (26,3 %) bis 500 m; 3 ad. (15,8 %) >500-1.000 m; 6 ad., 2 immat. (42,1 %) >1.000-2.000 m; 2 ad., 1 immat. (15,8 %) >2.000 m (max. 9.000 m) vom Horst verunglückt.
- In einer Brutpopulation im Süden Spaniens verunglückten in neun Untersuchungsjahren 0,5 % der lokalen Weißstorch-Population (alle BP im Umkreis von 3 km um die WEA) tödlich an den WEA (MARTÍN et al. 2018).
- Bei standardisierten Höhenschätzungen in MV lag die mittlere Flughöhe bei 121 m (Median 70 m, Max. 400 m, n=23 Beobachtungen) (SCHELLER & KÜSTERS 1999).
- Nach TRAXLER et al. (2013) flog ein nicht unerheblicher Teil der beobachteten Weißstörche in Rotorhöhe oder darüber, woraus sich ein hohes Kollisionsrisiko ableiten lässt: minimale Flughöhe 22 % in Rotorhöhe (50-150 m), 44 % darüber / mittlere Flughöhe 22 % in Rotorhöhe (50-150 m), 56 % darüber / maximale Flughöhe 22 % in Rotorhöhe (50-150 m), 56 % darüber
- SCHIPPERS et al. (2020) stellten auf der Basis eines Populationsmodells fest, dass bei 1 % zusätzlicher Mortalität durch WEA eine Population innerhalb von 10 Jahren um 2-3 % sinkt. Bei 10 % zusätzlicher Mortalität läge der Rückgang bei gut 30 %. Der prozentuale Einfluss auf die Population ist größer als der prozentuale Anstieg der Mortalität.
- Die Funddatei zeigt, dass die nach § 45b BNatSchG mögliche Abschaltung von WEA für 4-6 Wochen zwischen 01. März und 31. August nur eingeschränkt Verluste verhindern kann. Das bestmögliche vierwöchige Zeitfenster deckt 43,2 % der bisherigen Verluste in den vorgegebenen sechs Monaten ab; bei sechs Wochen wären es 51,8 %; bei Bezug auf zwölf Monate jeweils noch weniger (DÜRR & SCHAEFER 2024).

Lebensraumentwertung:

- Untersuchungen an einem Brutpaar ließen keine Störungen durch WEA erkennen, stattdessen Flächenwahl entsprechend Attraktivität der Nahrungsflächen (DÖRFEL 2008, SCHARON 2008).
- Zwei Brutplatzaufgaben bzw. Umsiedlungen erwähnt KAATZ (1999). Jahre später wurden allerdings beide Plätze – wohl durch andere Individuen – wiederbesetzt.
- In einer deutschlandweiten Analyse ermittelten BUSCH et al. (2017) für etwa 7 % der aktuellen Weißstorchlebensräume ein Störpotenzial durch die derzeit bestehenden Windkraftanlagen (gemessen an Überlappung von Brutverbreitung und Verteilung der WEA, Ausbaustand 2015). Dabei sind etwa 6,5 % der deutschen Brutpopulation betroffen.

Aktionsraum:

- Nahrungssuche meist im Umkreis von 2-3 km um den Horst (CREUTZ 1985).
- Nahrungsflächen von ad. in der Dannenberger Marsch (NI) 50 – 2.300 m von den Horsten entfernt (\varnothing 717 \pm 485 m), Nahrungsflächen von juv. 50 – 1.350 m entfernt (\varnothing 485 \pm 317 m); 80 % aller registrierten Nahrungsflüge im Radius von 2 km um die Horste. Im Drömling waren die Nahrungsflächen bei Ackerstandorten im Durchschnitt 2.016 m (max. 4.230 m) vom Horst entfernt, bei Grünlandstandorten im Mittel nur 1.022 m (max. 2.920 m). Auch „Ackerstörche“ nutzten bevorzugt Grünland und mussten daher weiter fliegen (DZIEWIATY 2005).
- Bei 6 Weißstorchpaaren in SH betrug die mittlere Aktionsraumgröße zur Brutzeit 20,5 km² (9,5-41 km²) und war bei extensiv genutztem Dauergrünland am kleinsten. Die Flugstrecken zu geeigneten Nahrungsflächen lagen in der Regel zwischen 1 und 3 km, max. bei 6,5 km. Zwischen den Aktionsräumen benachbarter Paare gab es Luftkämpfe, und Konkurrenten wurden im Radius von ca. 1 km um das eigene Nest vertrieben (STRUWE-JUHL 1999).
- Im Altkreis Kyritz (BB) lagen die Nahrungsflächen nur selten weiter als 2 km vom Brutplatz entfernt, bei einem Paar aber auch zu 50 % außerhalb (EWERT 2002).
- Mind. Homerange eines Paares in Polen 1.360 ha, max. Entfernung 3,6 km vom Horst; > 80 % der Nahrungssuche im Radius von 1.600 m um den Horst (OZGO & BOGUCKI 1999).
- BENECKE et al. (2015a, b) ermittelten mittels Datenloggern (gespeicherte GPS-Daten) für ein Paar im Drömling ohne und mit Bruterfolg (vier juv.) die Raumnutzung: ♀ mit juv. - 79 % Grünland, 12 % innerörtliche Flächen, 9 % Acker; ♂ mit Brut - 75 % Grünland, 18 % Acker, 7 % innerörtliche Flächen; ♂ mit Brutabbruch - Grünland 83 %, Acker 13 %, innerörtliche Flächen 4 %. Raumnutzung des ♂ bei Brutausfall eingeschränkt auf horstnahe Bereiche (87 % bis 1 km), nur dreimal >4 km. Nahrungsflüge zum Ende der Nestlingszeit mehrmals täglich bis 12 km vom Horst, auch über bis 7 km tiefen, geschlossenen Wald. Mit Futtergras angesäte, trockene Äcker wurden nur am Tag der Mahd und der Beräumung des Mähgutes aufgesucht.
- BOCK (2014) stellte im Gebiet der Altkreise Ludwigslust und Bad Doberan sowie im Kreis Ostvorpommern Bevorzugung von Nahrungsflächen innerhalb eines 2-km-Radius um den Horst fest. Erst wenn die Jungen größer waren, entfernten sich die ad. auch weiter. Für die Erschließung weiter entfernter Nahrungsquellen nutzten sie gern die Thermik. Paare mit überdurchschnittlichem Bruterfolg flogen durchschnittlich am wenigsten weit, d. h. sie nutzten (oder hatten?) stärker hochwertige Nahrungsflächen in der Nähe der Brutplätze. Grünlandgebiete stellten mit 72,3 % die wichtigsten Nahrungsgebiete, gefolgt von Ackerflächen (20,2 %), Uferzonen von Fließgewässern (4,5 %), Stillgewässern und Mooren (1,7 %) und sonstigen Flächen (1,3 %).

Abstandsregelungen:

TAK BB

Schutzbereich 1 km zum Horst
Freihalten der Nahrungsflächen im Radius zwischen
1 bis 3 km um den Horst sowie der Flugwege dorthin
neu nach AGW-Erlass (BB) 2023 (=BNatSchG 2022)
Nahbereich: 500 m
Zentraler Prüfbereich: 1.000 m
Erweiterter Prüfbereich: 2.000 m

LAG VSW (2007)
Tabubereich 1 km
Prüfbereich 6 km
LAG VSW (2014)
MA 1 km
PB 2 km

Bemerkung:

- Nahrungsgebiete, die durch WEA überplant werden, sollten zur Lenkung der Vögel aus dem Gefahrenbereich durch Angebot attraktiver Ersatznahrungsflächen kompensiert werden, insbesondere bei unterdurchschnittlicher Reproduktion (<2,0 flügge Junge/Jahr im fünfjährigen Mittel).

Quellen:

- BENECKE, H.-G., M. KAATZ & S. ROTICS (2015a): Raumnutzung von Weißstörchen *Ciconia ciconia* am Neststandort Sachau im Drömling. Apus 20: 3-15.
- BENECKE, H.-G. (2015 b): Bis zu 13 km lange Nahrungsflüge des Weißstörches (*Ciconia ciconia*). Acta ornithoecol. 8: 113-120.
- BOCK, M. (2014): Untersuchungen zur aktuellen Raum- und Flächennutzung ausgewählter Weißstorchpaare (*Ciconia ciconia*) in Mecklenburg-Vorpommern. Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern 57 (1/2): 11-23.
- BUSCH, M., S. TRAUTMANN & B. GERLACH (2017): Overlap between breeding season distribution and wind farm risks: A spatial approach. Vogelwelt 137: 169-180.
- CREUTZ, G. (1985): Der Weißstorch. Neue Brehm-Bücherei 375. Wittenberg.
- DÖRFEL, D. (2008): Windenergie und Vögel – Nahrungsflächenmonitoring des Frehner Weißstorchbrutpaares im zweiten Jahr nach Errichtung der Windkraftanlagen. In: KAATZ C. & M. KAATZ (Hrsg.): 3. Jubiläumsband Weißstorch. Loburg: 278-283.
- DÜRR, T. & J. SCHAEFER (2024): Vogelverluste an Windenergieanlagen: Auswertung der zentralen Funddatei für Deutschland zur Phänologie der Verluste. Otis 31: 163-166.
- DZIEWIATY, K. (2005): Nahrungserwerbsstrategien, Ernährungsökologie und Populationsdichte des Weißstörchs (*Ciconia ciconia*, L. 1758) – untersucht an der Mittleren Elbe und im Drömling. Diss., Hamburg, 132 S.
- EWERT, B. (2002): Untersuchung zur Qualität von Weißstorchnahrungsräumen im Altkreis Kyritz. unveröff. Studie der UNB OPR.
- GRÜNEBERG, C., R. DRÖSCHMEISTER, D. FUCHS, W. FREDERKING, B. GERLACH, M. HAUSWIRTH, J. KARTHÄUSER, B. SCHUSTER, C. SUDFELDT, S. TRAUTMANN & J. WAHL (2017): Vogelschutzbericht 2013 – Methoden, Organisation und Ergebnisse. Naturschutz und Biologische Vielfalt Heft 157, 230 S., Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz.
- KAATZ, J. (1999): Einfluß von Windenergieanlagen auf das Verhalten der Vögel im Binnenland. In: IHDE, S. & E. VAUK-HENTZELT (Hrsg.): Vogelschutz und Windenergie. Konflikte, Lösungsmöglichkeiten und Visionen: 52-60.
- LUDWIG, B. 2001: Artkapitel Weißstorch. ABBO - Die Vogelwelt von Brandenburg und Berlin. Natur & Text.
- MARTÍN, B., C. PEREZ-BACALU, A. ONRUBIA, M. DE LUCAS & M. FERRER (2018): Impact of wind farms on soaring bird populations at a migratory bottleneck. Europ. J. Wildlife Research 64 (<https://doi.org/10.1007/s10344-018-1192-z>).
- MÖCKEL, R. & T. WIESNER (2007): Zur Wirkung von Windkraftanlagen auf Brut- und Gastvögel in der Niederlausitz (Land Brandenburg). Otis 15 (Sonderheft): 1-133.
- OZGO, M. & Z. BOGUCKI (1999): Homerange and intersexual differences in the foraging habitat use of a White Stork (*Ciconia ciconia*) breeding pair. In: SCHULZ, H. (Hrsg.): Weißstorch im Aufwind? Proc. Internat. Symp. White Stork, Hamburg 1996, NABU, Bonn: 481-492.

- SCHARON, J. (2008): Auswirkungen des Windparks Dahme/Mark (Kreis Teltow-Fläming) auf die Avifauna. Gutachten, 42 S.
- SCHELLER, W. & E. KÜSTERS (1999): FLUGHÖHEN VON GREIFVÖGELN UND VOGELSCHLÄGE IN DEUTSCHLAND. VOGEL U. LUFTVERKEHR 19: 76-96.
- SCHIPPERS, P., R. BUIJ, A. SCHOTMAN, J. VERBOOM, H. VAN DER JEUGD & E. JONGEJANS (2020): Mortality limits used in wind energy impact assessment underestimate impacts of wind farms on bird populations. Ecol. & Evolution 10: 6274-6287.
- SPRÖTGE, M., E. SELLMANN & M. REICHENBACH (2018): Windkraft Vögel Artenschutz. Ein Beitrag zu den rechtlichen und fachlichen Anforderungen in der Genehmigungspraxis. Books on demand, Norderstedt, 229 S.
- STRUWE-JUHL, B. (1999): Funkgestützte Synchronbeobachtung - eine geeignete Methode zur Bestimmung der Aktionsräume von Großvogelarten (*Ciconiidae*, *Haliaeetus*) in der Brutzeit. In: STUBBE M. & A. STUBBE (Hrsg.): Pop.-ökol. Greifvogel- und Eulenarten. 4: 101-110.
- TRAXLER, A., S. WEGLEITNER, H. JAKLITSCH, A. DAROLOVÁ, A. MELCHER, J. KRIŠTOFÍK, R. JUREČEK, L. MATEJOVIČOVÁ, M. PRIVREL, A. CHUDÝ, P. PROKOP, J. TOMEČEK & R. VÁCLAV (2013): Untersuchungen zum Kollisionsrisiko von Vögeln und Fledermäusen an Windenergieanlagen auf der Parndorfer Platte 2007 – 2009, Endbericht. Unveröff. Gutachten: 1-98.

1.5. Fischadler (*Pandion haliaetus*)

Schutzstatus / Gefährdung / Bestandssituation in Brandenburg:

- Anh. I EG-VSRL; streng geschützte Art gem. § 7 Abs. 2 Nr. 14 a BNatSchG i. Verb. m. Anhang A EG-VO 338/97. In § 2 BJagdG ist die Art nicht unter *Accipitridae* bzw. *Falconidae* subsumiert aufgeführt, da sie nicht zu diesen Familien, sondern zu den *Pandionidae* gehört, trotzdem in Anlage 4 BWildSchV aufgeführt, was eine ganzjährige Schonzeit gem. § 22 Abs. 2 BJagdG zur Folge hat
- RL D 3, RL BB Ø
- Bestandsanteil BB an D: 59 %
- Innerhalb BB Bestandsanteil in SPA (Stand 2018): 35 %
- In D (Stand 2005-09) 550 BP, davon 308-319 in SPA (GRÜNEBERG et al. 2017); mit Stand 2016 in D 700-750 Paare (RYSILAVY et al. 2020).
- BB 2019: 377 BP/Rev., zunehmend (MsB)
- EHZ: B (gut)

Gefährdung durch WEA:

- Bei Verrechnung verschiedener Kollisions-Indizes stufen SPRÖTGE et al. (2018) das Mortalitätsrisiko beim Fischadler an WEA in der zweithöchsten Stufe („sehr hoch“) ein.
 - Fundkartei: bisher in D 54 Schlagopfer dokumentiert (22 aus BB), 26 x E März bis E April, 9 x A Mai bis E Juni, 14 x A Juli bis E August, 6 x A September bis M Oktober
 - Trennung von Durchzüglern und Brutvögeln wegen zeitlicher Überlappung schwierig, 46 Funde von ad., 5 juv. (sehr geringer Jungvogelanteil, 9,8 %, n=51)
 - Zwei Altvögel aus BB je 2.500 m, einer 4.000 m von den nächstgelegenen Brutplätzen entfernt auf direktem Verbindungsweg zum Nahrungsgewässer verunglückt (Mai, Juli, August), zwei weitere Altvögel eines Paares 635 bzw. 875 m, ein weiterer am selben Brutplatz im Folgejahr 500 m vom Horst entfernt verunglückt, je ein Altvogel 1.710 m und 2.500 m, ein Jungvogel <250 m.
 - 90 % der Kollisionsopfer an deutschen WEA entfallen auf Altvögel (RESCH 2014)
 - Zusätzlich 10 Funde in Spanien, 5 in Frankreich und je 1 in Schottland und Polen
 - Beobachtung eines durch Luftwirbel verursachten Absturzes in ein Rapsfeld, der überlebt wurde (UM, H. FREYMANN). Bei einer beobachteten Fast-Kollision mit nachfolgendem Abtrudeln um mehrere Meter war nicht ganz erkennbar, ob der Vogel vom Wirbel des Rotorendes erfasst wurde oder eine äußerst knappe Ausweichreaktion zeigte (UM, T. DÜRR & T. LANGGEMACH).
 - Mehrmaliger Versuch des Ausweichens (horizontal und vertikal) beim Eintritt eines Beute tragenden Ex. in Luftwirbel einer WEA beobachtet (HVL, T. DÜRR).
- fehlende systematische Totfundsuche an brutplatznahen Standorten
- Vor Errichtung eines WP in Washington (USA) flogen Fischadler (n=5) im Mittel 79 m hoch (ERICKSON et al. 1999).
- Die Funddatei zeigt, dass die nach § 45b BNatSchG mögliche Abschaltung von WEA für 4-6 Wochen zwischen 01. März und 31. August nur eingeschränkt Verluste verhindern kann. Das bestmögliche vierwöchige Zeitfenster deckt 47,8 % der bisherigen Verluste in den vorgegebenen sechs Monaten ab; bei sechs Wochen wären es 54,3 % (DÜRR & SCHAEFER 2024).

Lebensraumentwertung:

- keine ausgeprägte Meidung von WEA
- Störungen des Brutverlaufs eher durch Bau, Erschließung, Wartung usw. von WEA möglich.

Aktionsraum:

- Das Hauptjagdgebiet von in Nordbrandenburg (OHV) telemetrierten Fischadlern betrug im Durchschnitt 13,6 km², das Heimareal 43,2 km². Demnach flogen Fischadler im Durchschnitt $2,3 \pm 0,7$ km von ihrem Horst zum nächstgelegenen See, maximal wurden 7,3 km ermittelt (SCHMIDT 1999).
- Weite Nahrungsflüge ermittelten auch andere Autoren (z. B. bis zu 14 km in Oregon bei HAGAN & WALTERS 1990 / bis zu 10 oder gar 20 km in Schottland, BRIGHT et al. 2009 / bis zu 16 km an der Müritz bei einem Aktionsraum von 102 km², MEYBURG & MEYBURG 2013).
- Die Homeranges eines sieben Jahre lang GPS-telemetrierten ♂ lagen im Mittel bei 100 km² (95 % Kernel); die räumliche Lage änderte sich über die Jahre nur geringfügig. Die Homeranges verschiedener ♂♂, die in unterschiedlichen Jahren denselben Horst besetzt hatten, überlappen in den Kernbereichen (37,3 % bzw. 54,7 % der gemeinsamen Homerange-Fläche). ♂♂ hatten deutlich größere Streifgebiete als ♀♀ (U-Test: P=0,021); die der ♀♀ sind im Mai während der Brutzeit am kleinsten und auf die engere Horstumgebung beschränkt. Manche ♀♀ besuchen in der Zeit vor dem Abzug weit entfernte fremde Nester (MEYBURG et al. 2019).
- Bei 17 in NO-Deutschland mit GPS-Sendern versehenen ad. Fischadlern waren die Homeranges bei den ♂♂ deutlich größer als bei den ♀♀: Median 33,4 km² vs. 4,6 km² (95 % Kerndichteschätzung). Die Aktionsräume der ♂♂ blieben während der gesamten Brutzeit weitgehend unverändert. Einige ♀♀ unternahmen weite Ausflüge und übernachteten manchmal in großer Entfernung zum Brutplatz, nachdem die Jungvögel flügge geworden waren, kehrten aber vor dem Beginn des Herbstzug dorthin zurück. Die Schlafplätze lagen bei erfolgreich brütenden ♂♂ bis zu 7,83 km (Median 980 m) und bei erfolgreich brütenden ♀♀ bis zu 105 km (Median 568 m) entfernt (MEYBURG et al. 2023).
- Stippvisiten an Nachbarhorsten, Verteidigungsflüge z. B. gegen Seeadler bis 1,5 km vom Horst, Flüge zu Ruhewarten oder zur Beschaffung von Nistmaterial während der gesamten Brutzeit gehen in alle Richtungen um den Horst (D. SCHMIDT, pers. Mitt., ROHDE 2017).
- Bei Interaktionen gegenüber Luftfeinden weitgehend vollständige Frequentierung des 1-km-Radius um den Horst, während Nahrungsflüge sich stärker auf Flugkorridore konzentrierten. Dabei Flüge vom Horst weg mit geringerer Konzentration auf Flugkorridore als Anflüge zum Horst, da nach Abflügen zunächst intensiveres Thermikkreisen und auch dadurch Nutzung des gesamten 1-km-Radius (ROHDE 2017).

Abstandsregelungen:

TAK BB

Schutzbereich 1 km zum Horst
Freihaltung des meist direkten Verbindungskorridors
(1 km breit) zwischen Horst und Nahrungsgewässer(n)
im Radius von 4 km um den Brutplatz
neu nach AGW-Erlass (BB) 2023 (=BNatSchG 2022)
Nahbereich: 500 m
Zentraler Prüfbereich: 1.000 m
Erweiterter Prüfbereich: 3.000 m

LAG VSW (2007)

Tabubereich 1 km
Prüfbereich 4 km
LAG VSW (2014)
MA 1 km
PB 4 km

Bemerkungen:

- Bei Neuansiedlungen in WPs ist eine gezielte Umsiedlung in Kombination mit Maßnahmen zur Unterbindung einer erneuten Ansiedlung am kritischen Standort in Erwägung zu ziehen. Die Einbeziehung von Fischadler-Experten ist dabei erforderlich. Eine Erfolgsgarantie kann es nicht geben.
- Ein direkter Verbindungskorridor ist nicht immer vorhanden, manchmal fliegen die Adler Rundflüge vom Nest zu mehreren Seen und überstreichen dabei größere Flächen.

Quellen:

- BRIGHT, J. A., R. H. W. LANGSTON & S. ANTHONY (2009): Mapped and written guidance in relation to birds and onshore wind energy development in England. RSPB Research Report No 35.
- DÜRR, T. & J. SCHAEFER (2024): Vogelverluste an Windenergieanlagen: Auswertung der zentralen Funddatei für Deutschland zur Phänologie der Verluste. *Otis* 31: 163-166.
- ERICKSON, W. P., G. D. JOHNSON, M. D. STRICKLAND, K. KRONNER, P. S. BECKER & S. ORLOFF (1999): Baseline avian use and behavior at the CARES wind plant site, Klickitat County, Washington. National Renewable Energy Lab., Golden, CO (US).
- GRÜNEBERG, C., R. DRÖSCHMEISTER, D. FUCHS, W. FREDERKING, B. GERLACH, M. HAUSWIRTH, J. KARTHÄUSER, B. SCHUSTER, C. SUDFELDT, S. TRAUTMANN & J. WAHL (2017): Vogelschutzbericht 2013 – Methoden, Organisation und Ergebnisse. *Naturschutz und Biologische Vielfalt Heft 157*, 230 S., Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz.
- HAGAN, J. M. & J. R. WALTERS (1990): Foraging behaviour, reproductive success and colonial nesting in Ospreys. *The Auk* 107: 506-521.
- MEYBURG, B.-U. & C. MEYBURG (2013): Telemetrie in der Greifvogelforschung. *Greifvögel und Falknerei* 2013: 26-60.
- MEYBURG, B.-U., D. ROEPKE, C. MEYBURG, A. BASS & D. HOLTE (2019): Raumverhalten adulter Fischadler *Pandion haliaetus* - GPS-Telemetrie ermöglicht erste genaue Analyse im Brutgebiet. *Vogelwarte* 57: 307-308.
- MEYBURG, B.-U., D. ROEPKE, C. MEYBURG & D. HOLTE (2023): Dynamics in spatial use by Ospreys (*Pandion haliaetus*) during the breeding season revealed by GPS tracking. *J. Ornithol.* 164: 765-776.
- MLUV (Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz Brandenburg) 2005. Artenschutzprogramm Adler.
- RESCH, F. (2014): Vogelschlag an Onshore-Windenergieanlagen in der Bundesrepublik Deutschland. Bachelorarbeit HNE Eberswalde, Matrikelnr. 221003: 46 S.
- ROHDE, C. (2017): Kurzexpertise – Fischadler (*Pandion haliaetus*) – Raumnutzungsanalyse für das Fischadler-Brutvorkommen „Kerkow“ (Landkreis Uckermark). Unveröff. Gutachten CINIGRA, Jördenstorf im Auftr. Teut Windprojekte GmbH, Lindow: 14 S.
- SCHMIDT, D. (1999): Untersuchungen zur Populationsbiologie und Habitatnutzung des Fischadlers *Pandion haliaetus* in Deutschland. ILN-Werkstattreihe 6 (zugl. Diss. Univ. Halle/Wittenberg): 1-100.
- SPRÖTGE, M., E. SELLMANN & M. REICHENBACH (2018): Windkraft Vögel Artenschutz. Ein Beitrag zu den rechtlichen und fachlichen Anforderungen in der Genehmigungspraxis. Books on demand, Norderstedt, 229 S.

1.6. Wespenbussard (*Pernis apivorus*)

Schutzstatus / Gefährdung / Bestandssituation in Brandenburg:

- Anh. I EG-VSRL; streng geschützte Art gem. § 7 Abs. 2 Nr. 14 a BNatSchG i. Verb. m. Anhang A EG-VO 338/97; jagdbares Wild gem. § 2 BJagdG, ganzjährige Schonzeit gem. § 22 Abs. 2 BJagdG
- RL D V, RL BB 3
- Bestandsanteil BB an D: 9 %
- Innerhalb BB Bestandsanteil in SPA (Stand 2006): 30 %
- In D (Stand 2005-09) 4.300-6.000 Paare, davon 1.141-1.425 in SPA (GRÜNEBERG et al. 2017); mit Stand 2016 in D 4.000-5.500 Paare (RYSILAVY et al. 2020).
- BB 2015/16: 330-400 BP/Rev. (Rote Liste); abnehmend (MhB und Experten-einschätzung)
- EHZ: B (gut)

Gefährdung durch WEA:

- Fundkartei:
 - 32 Funde in D, davon 5 aus BB, 29 ad., 1 subad. + 1 imm. zwischen M Mai und M September als Schlagopfer in D dokumentiert – 21 ad. + 1 imm. ♂♂, 7 ♀♀, davon 8,5 + 2? Ex. von M Mai bis A Juni, 12,3 Ex. zwischen E Juni und M August und 1,0 Ex. im September gestorben. Peaks von M bis E Mai (10 Vögel, Balz?) und M bis E Juli (7 Vögel). Ein Jungvogel verunglückte E August. Hoher ♂-Anteil unter den Altvogelverlusten (71,4 %) und sehr geringer Jungvogelanteil (3,2 %).
 - Zusätzlich 8 Funde in Spanien, 5 in Frankreich, 3 in Griechenland und einer in Polen
- Fehlende systematische Totfundsuche an Brutplatznahen Standorten.
- Ein ♂ in SH investierte einen von 35 auf 58 % der Beobachtungszeit zunehmenden Zeitanteil dafür, zu jagen und seine Jungen zu versorgen. Weitere 14-23 % verbrachte der Vogel segelnd über seinem Revier. Ein anderes ♂, das weniger Konkurrenten fernzuhalten hatte, benötigte nur 6-7 % der Beobachtungszeit für solche Überwachungsflüge (ZIESEMER 1997, 1999).
- Altvögel fliegen vor allem ab Mitte Juli bis Ende August auch höher über dem Brutwald, während vorher Niedrigflüge in Wipfelhöhe überwiegen (KEICHER 2013). Der Autor erwähnt ungeschickte Flatterflüge der Jungvögel nach dem Ausfliegen, bei denen sie auch an Bäumen aneckten.
- Bei standardisierten Höhenschätzungen in MV lag die mittlere Flughöhe bei 91,5 m (Median 80 m, Max. 250 m, n=26 Beobachtungen) (SCHELLER & KÜSTERS 1999).
- Mittels GPS-Telemetrie ermittelten VAN DIERMEN et al. (2009) die Mehrzahl der Flüge bis ca. 150 m Höhe, aber vor allem zwischen 9 und 17 Uhr flogen die Vögel auch regelmäßig bis 300 m und sogar 700 m Höhe.
- Nach TZSCHACKSCH (2011) entfielen 33 % der Flüge (n=6) auf den Gefahrenbereich der Rotorzone.
- In Hessen flogen Wespenbussarde am häufigsten in einer Flughöhe zwischen 50 und 250 m (z. B. Mai bis Anfang Juni 60-70 %, n=1.566 Beobachtungen zwischen Mai und August). Die Flugaktivität war im Juli am größten und insgesamt bei ♂>♀ (GELPKE et al. 2020).
- Die Funddatei zeigt, dass die nach § 45b BNatSchG mögliche Abschaltung von WEA für 4-6 Wochen zwischen 01. März und 31. August nur eingeschränkt Verluste verhindern kann. Das bestmögliche vierwöchige Zeitfenster deckt 46,2 % der bisherigen Verluste in den vorgegebenen sechs Monaten ab; bei sechs Wochen wären es ebenfalls 46,2 % (DÜRR & SCHAEFER 2024).

Lebensraumentwertung:

- Beobachtungen in Österreich (u. a. auch ziehende Ind.) ließen kein Meideverhalten erkennen (TRAXLER et al. 2004).
- Brutvögel in der Lausitz (BB) hielten Abstand zu einem WP, nicht jedoch Durchzügler. Der einer WEA nächstgelegene Horst war 750 m entfernt (MÖCKEL & WIESNER 2007).
- Zu WEA im Wald liegen bisher keine Informationen vor, **jedoch auffällige Häufung von Kollisionsoptern an WEA im Wald, in Wald- oder Gehölznähe: 13 x an WEA im Wald, 2 x <100 m, je 1 x 300 m und 800 m zum Waldrand, 3 x ≤50 m, 100 m, 120 m, 250 m, 660 m zu Baumreihen/Gehölzstreifen/Feldgehölzen; 60 m, 300 m und 900 m zu Ödland/Kippengelände. Funde ausgewählter Wespennester im Sockelbereich am Mastfuß von WEA deuten auf Lockwirkung (Nahrungshabitat) der kleinflächigen Habitatstruktur (DÜRR, unveröff.).**
- In einer deutschlandweiten Analyse ermittelten BUSCH et al. (2017) für etwa 3 % der aktuellen Wespenbussardlebensräume ein Störpotenzial durch die derzeit bestehenden Windkraftanlagen (gemessen an Überlappung von Brutverbreitung und Verteilung der WEA, Ausbaustand 2015). Dabei sind etwa 3 % der deutschen Brutpopulation betroffen.

Aktionsraum:

- ♂♂ in den Niederlanden (NL) bejagten mindestens 1.150-1.575 ha (BIJLSMA 1991, 1993, Beobachtungen), in Österreich im Mittel 1.493 ha (GAMAUF 1995, Beobachtungen) und in Schleswig-Holstein 1.700-2.200 ha (ZIESEMER 1999, Telemetrie), wobei die Telemetrie die vollständigeren Ergebnisse bringt. Mittels GPS-Telemetrie wurden bei 6 ♂♂ allein in der Zeit der späten Jungenaufzucht Homeranges von 1.380 bis 4.500 ha ermittelt (VAN DIERMEN et al. 2013). 95%-Kernel-Werte dreier ♂♂ aus demselben Gebiet waren allerdings deutlich kleiner: 556, 701 und 1.268 ha (VAN DIERMEN et al. 2009).
- MEYBURG et al. (2011, unveröff.): 5 ♂♂ GPS-Telemetrie (MCP 95 %): 6,3 / 6,4 / 12,3 / 14 / 17,4 km²; publiziert sind davon bei MEYBURG & MEYBURG (2013) die 12,3 km² und max. Horstentfernung von 6,2 km.
- ZIESEMER & MEYBURG (2015) ermittelten bei 4 ♂♂ mittels GPS-Telemetrie Homeranges zwischen 13,5 und 25,8 km², wobei Wald in der Raumnutzung überrepräsentiert war. 99 % der Lokalisationen lagen innerhalb eines Radius von 4 km um das Nest; die maximale Horstentfernung lag bei 6,2 km. Im Zuge der Aufzuchtperiode wurden zunehmend Gebiete in größerer Entfernung aufgesucht.
- Für ♀♀ wurden teils größere, teils kleinere Homeranges ermittelt (ZIESEMER 1999).
- Ein besonderer W. in Baden-Württemberg (GPS) hatte zur Brutzeit einen Aktionsraum von 166 km² (95 % AKDE). Der Median der Tagesaktionsräume lag bei 13 km² und nahm in der Nachbrutzeit erheblich zu. 70 % aller Koordinaten (im Stehen und Fliegen) lagen 1 km um den Horst, 85 % 2,5 km darum und 95 % im 8,5km-Radius (FIEDLER & SCHARF 2020). **Die Erweiterung der Studie ergab für 3 Wespenbussarde 128 km² Aktionsraum (4,4 km² für 60 % Kernel). Abschaltzeiten anhand von Wetter- und Landschaftsvariablen ließen sich nicht ableiten (FIEDLER et al.2022).**
- Die Jagdgebiete waren in den NL bis zu 7 km vom Horst entfernt (BIJLSMA 1991,1993), in Schleswig-Holstein regelmäßig 3-6 km entfernt bei Maxima von 10 km (ZIESEMER 1999). Territorialverhalten (Verfolgen fremder Vögel und Revierverteidigung) erfolgten in SH bis über 2 km vom Horst entfernt und in Österreich im Mittel 1.353 m um den Horst (ZIESEMER 1999).
- BRIGHT et al. (2009) nennen verschiedene Quellen und unveröff. Beobachtungen, die für weite Nahrungsflüge sprechen, mehrfach „bis 5 km vom Brutpatz“, aber auch „bis 7-8 km“, „8-10 km“ und sogar „10-12 km“ (letzteres Südingland, beide Geschlechter).
- Nach aktuelleren Daten aus den NL mittels GPS-Telemetrie lagen die Hauptnahrungsgebiete von ♂♂ innerhalb 6 km und von ♀♀ innerhalb 9 km vom Horst entfernt (VAN MANEN et al. 2011).

Abstandsregelungen:

TAK BB

keine Regelungen

neu nach AGW-Erlass (BB) 2023 (=BNatSchG 2022)

Nahbereich: 500 m

Zentraler Prüfbereich: 1.000 m

Erweiterter Prüfbereich: 2.000 m

LAG VSW (2007)

keine Regelungen

LAG VSW (2014)

MA 1 km

Quellen:

- BIJLSMA, R. G. (1991): Terreingebruik door Wespddieven *Pernis apivorus*. Drentse Vogels 4: 27-31.
- BIJLSMA, R. G. (1993): Ecologische Atlas van de Nederlandse Roofvogels. Haarlem, 350 pp.
- BRIGHT, J. A., R. H. W. LANGSTON & S. ANTHONY (2009): Mapped and written guidance in relation to birds and onshore wind energy development in England. RSPB Research Report No 35.
- BUSCH, M., S. TRAUTMANN & B. GERLACH (2017): Overlap between breeding season distribution and wind farm risks: A spatial approach. Vogelwelt 137: 169-180.
- DIERMEN, J. VAN, W. VAN MANEN & E. BAAIJ (2009): Terreingebruik en activiteitspatroon van Wespddieven *Pernis apivorus* op de Veluwe. Takkeling 17: 109-133.
- DIERMEN, J. VAN, S. VAN RIJN, R. JANSSEN, P. VAN GENEIJGEN, D. EYKEMANS & P. WOUTERS (2013): Wespddief in Kempen-Broek & Het Groene Woud. Jaarbericht 2013. Ark-Natuurontwikkeling, Nijmegen.
- DÜRR, T. & J. SCHAEFER (2024): Vogelverluste an Windenergieanlagen: Auswertung der zentralen Funddatei für Deutschland zur Phänologie der Verluste. Otis 31: 163-166.
- FIEDLER, W. & A. SCHARF (2020): Raumnutzungs- und Flugverhalten von Rotmilanen und Wespenbussarden in Baden-Württemberg unter verschiedenen Witterungs- und Landschaftsbedingungen. Abschlussbericht Max-Planck-Institut, 48 S.
- FIEDLER, W., A. SCHARF & M. SCACCO (2022): Raumnutzungs- und Flugverhalten von Rotmilanen und Wespenbussarden in Baden-Württemberg unter verschiedenen Witterungs- und Landschaftsbedingungen. Abschlussbericht Max-Planck-Institut, Phase II, 64 S.
- GAMAUF, A. (1995): Does hymenoptera density influence the home range size of breeding Honey Buzzards (*Pernis apivorus*)? Poster Abstract, Conference on Holarctic Birds of Prey, Badajoz, Spain.
- GELPKE, C., S. STÜBING, M. KORN, T. OCHMANN & T. SACHER (2020): Hinweise zum Flugverhalten und zu Aktivitätsmustern des Wespenbussards (*Pernis apivorus*) während der Brutzeit in Hessen anhand von mehr als 1000 Flugbeobachtungen. Vogel & Umwelt 24: 103-114.
- GRÜNEBERG, C., R. DRÖSCHMEISTER, D. FUCHS, W. FREDERKING, B. GERLACH, M. HAUSWIRTH, J. KARTHÄUSER, B. SCHUSTER, C. SUDFELDT, S. TRAUTMANN & J. WAHL (2017): Vogelschutzbericht 2013 – Methoden, Organisation und Ergebnisse. Naturschutz und Biologische Vielfalt Heft 157, 230 S., Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz.
- KEICHER, K. (2013): Brutbiologie des Wespenbussards *Pernis apivorus* und Hinweise zur Berücksichtigung bei Windpark-Planungen im Wald. Orn. Jh. Bad.-Württ. 29: 141-150.
- MANEN, W. VAN, J. VAN DIERMEN, S. VAN RIJN & P. VAN GENEIJGEN (2011): Ecologie van de Wespddief *Pernis apivorus* op de Veluwe in 2008-2010 - populatie, broedbiologie, habitatgebruik en voedsel. Natura 2000 rapport, Provincie Gelderland Arnhem NL / stichting Boomtop www.boomtop.org Assen.
- MEYBURG, B.-U., F. ZIESEMER, C. MEYBURG & H. D. MARTENS (2011): Satellitentelemetrische Untersuchungen an adulten deutschen Wespenbussarden (*Pernis apivorus*). Poster, DO-G-Tagung, Potsdam.
- MEYBURG, B.-U. & C. MEYBURG (2013): Telemetrie in der Greifvogelforschung. Greifvögel und Falkneri 2013: 26-60.

- MÖCKEL, R. & T. WIESNER (2007): Zur Wirkung von Windkraftanlagen auf Brut- und Gastvögel in der Niederlausitz (Land Brandenburg). Otis 15 (Sonderheft): 1-133.
- SCHELLER, W. & E. KÜSTERS (1999): FLUGHÖHEN VON GREIFVÖGELN UND VOGELSCHLÄGE IN DEUTSCHLAND. VOGEL U. LUFTVERKEHR 19: 76-96.
- TRAXLER, A., S. WEGLEITNER & H. JAKLITSCH (2004): Vogelschlag, Meideverhalten & Habitatnutzung an bestehenden Windkraftanlagen Prellenkirchen – Obersdorf – Steinberg/Prinzendorf. Endbericht 2004. Studie im Auftr. Amt der NÖ Landesregierung St. Pölten, dvn naturkraft, St. Pölten, IG Windkraft, St. Pölten, WEB Windenergie, Pfaffenschlag u. WWS Ökoenergie Obersdorf: 1-106.
- ZIESEMER, F. (1997): Raumnutzung und Verhalten von Wespenbussarden (*Pernis apivorus*) während der Jungenaufzucht und zu Beginn des Wegzuges - eine telemetrische Untersuchung. Corax 17:19-34.
- ZIESEMER, F. (1999): Habicht (*Accipiter gentilis*) und Wespenbussard (*Pernis apivorus*) – zwei Jäger im Verborgenen: Was hat die Telemetrie Neues gebracht? Egretta 42: 40-56.
- ZIESEMER, F. & B.-U. MEYBURG (2015): Home range, habitat use and diet of Honey-buzzards during the breeding season. British Birds 108: 467-481.
- TZSCHACKSCH, S. (2011): Beobachtungen zum Vorkommen und zum Verhalten der Avifauna in ausgewählten Windparks der Nauener Platte - Schwerpunkt Greifvögel. Diplomarb. Humboldt-Univers. Berlin, 105 S.

1.7. Schreiadler (*Clanga pomarina*)

Schutzstatus / Gefährdung / Bestandssituation in Brandenburg:

- Anh. I EG-VSRL; streng geschützte Art gem. § 7 Abs. 2 Nr. 14 a BNatSchG i. Verb. m. Anhang A EG-VO 338/97; jagdbares Wild gem. § 2 BJagdG, ganzjährige Schonzeit
- RL D 1, RL BB 1
- Bestandsanteil BB an D: 20 %
- Innerhalb BB Bestandsanteil in SPA (Stand 2018): 80 %
- In D (Stand 2005-09) 104-111 Paare, davon 86-91 in SPA (GRÜNEBERG et al. 2017); mit Stand 2016 in D 120 Paare (RYSILAVY et al. 2020).
- BB 2020: 27 BP/Rev. (ASP Schreiadler), nach Abnahme seit 2015 leicht zunehmend
- EHZ: C (schlecht)
- hohe Schutzpriorität in BB durch Seltenheit, abnehmenden Bestandstrend, ausgeprägte Habitatspezifität (unzerschnittene, unverbaute Lebensräume, vgl. LANGGEMACH et al. 2001), geringe Reproduktionsrate, Gefährdung auf dem Zugweg sowie regionale Verantwortung am westlichen Arealrand

Gefährdung durch Kollision:

- WPs werden von Schreiadlern nicht grundsätzlich gemieden bzw. sogar regelmäßig aufgesucht (Telemetriedaten von MEYBURG & MEYBURG 2020 sowie zahlreiche Sichtungen verschiedener Beobachter).
- Bei Verrechnung verschiedener Kollisions-Indizes stufen SPRÖTGE et al. (2018) das Mortalitätsrisiko beim Schreiadler an WEA in der höchsten Stufe („äußerst hoch“) ein.
- Funddatei: 11 Schlagopfer und eine überlebte Kollision in Deutschland dokumentiert: 1) adult, 5,2 / 5,7 km von den nächsten Brutplätzen entfernt, evtl. schon Herbstzug, vgl. MEYBURG & MEYBURG (2009), 2) subadult (3. KJ) in Sachsen-Anhalt (beide Vögel, wie auch Nr. 6, waren beringt und wurden wegen ihrer Ringe gemeldet!), 3) immat. (2. KJ), 4) ad. Mecklenburg-Vorpommern in 1,8 und 4,6 km zum nächsten Brutplatz, 5) ad. 12 km sw. Rostock (MV) fast 30 km vom nächsten Brutplatz, außerhalb des Brutverbreitungsgebietes und keinem Brutplatz zuzuordnen, 6) und 7) ad. in MV, 8) adult, 2,6 km vom Vorjahreshorst entfernt, 9) ad. in MV, 10) ad. M in MV, 2.400 m vom Brutwald entfernt, 11) ad. in MV, 3,4 km vom nächsten Horst entfernt.
- Die Funde in D entfallen auf die 2. Maihälfte (2x), A Juli bis A August (7x) und A bis M Sept. (2x) und damit überwiegend in die Reproduktionszeit.
- 4 Funde polnischer Schreiadler (1 x Mai, 2 x ad. im August, T. Mizera schriftl. sowie http://www.koo.org.pl/attachments/article/184/tlumaczenie_adopcja.pdf // <http://www.koo.org.pl/aktualnosci/190-kolejny-orlik-qinie-na-farmie-wiatrowej-w-tolkowcu>). Einer der August-Funde erfolgte 600 m vom Nest entfernt in einem WP, der im Jahr zuvor in einem Dichtezentrum der Art in Polen errichtet wurde. Ein weiteres Brutrevier dort wurde im Jahr nach Errichtung des WP aufgegeben. Der Fund im Mai 2016 betraf dieselbe WEA! Ein vierter Schreiadler (juv.) mit polnischem Ring wurde im Winter unter einer WEA auf Kreta gefunden.
- 2 Funde aus Rumänien (Herbstzug, je 1 adult und immatur, T. PAPP briefl) und einer aus der Türkei (Herbstzug 2018) zeigen, dass WEA auch auf den Zugwegen eine zunehmende Rolle spielen.
- Ein polnischer Schell-Schreiadler-Hybrid mit GPS-Sender kollidierte A Sept. 2021 an einer WEA in BB.
- Für einen litauischen Schrei-Schelladler-Hybriden mit GPS-Sender ist ein Unfall an einer WEA in Spanien nachgewiesen: am 24.10.2015 ging der Adler an der WEA zu Boden und blieb dort 20 h; am 25.10. flog er wieder - anscheinend wenig oder unverletzt (<http://www.ornitela.com/#!hybrid-spotted-eagle-tracking/su5dc>).
- Beobachtung einer Kollision an WEA 2,8 km vom Horst, die der Adler überlebt hat, wird unterschiedlich interpretiert („Ansaugeneffekt“ an Nabe durch Luftsoog vs. Verwirbelung), Foto in LANGGEMACH et al. (2009).

- Ein Adler mit Satellitensender wurde unmittelbar an einer WEA eines ca. 7 km vom Brutplatz entfernten WP in 107 m Höhe geortet und ist offenbar nur knapp einer Kollision entgangen (MEYBURG et al. 2017). Ähnliche Beobachtungen in Telemetriestudie in den polnischen Karpaten (NOWAK 2016).
- Kaum systematische Totfundsuche an problematischen Standorten. Im deutschen Verbreitungsgebiet der Art existierten Ende 2015 etwa 1.700 WEA, von denen die Masse noch nie systematisch untersucht wurde (LANGGEMACH 2017). Aktuell ist nur noch ein geringer Anteil der Brutplätze weiter als 6 km vom nächsten WP entfernt, und über 30 Brutplätze (von derzeit ca. 110) haben sogar WEA im 3-km-Radius (BELLEBAUM et al. 2016). Mit hohem Kollisionsrisiko ist zu rechnen, wodurch das Risiko eine für die Population verkraftbare Schwelle von 1-2 Altvogelverlusten pro Jahr (alle Todesursachen kumulativ!) zu überschreiten steigt (BELLEBAUM et al. 2016, Achtung Druckfehler im Artikel – 12 statt richtig 1-2)!
- Die Jagd erfolgt zwar auch zu Fuß oder von Ansitzwarten, überwiegend jedoch aus dem Flug heraus, wobei aus unterschiedlichen Höhen gejagt wird.
- Bei standardisierten Höhenschätzungen in MV lag die mittlere Flughöhe bei 216 m (Median 100 m, n=844 Beobachtungen). Jagdflüge erfolgten überwiegend in Höhen zwischen 50 und 300 m, Balzflüge und Revierabgrenzung in größeren Höhen bis 3.000 m. 77,3 % der beobachteten Flüge fanden bis 300 m Höhe statt (SCHELLER & KÜSTERS 1999).
- Erste Ergebnisse zu den Flughöhen von Schreiadlern mit GSM/GPS-Sendern teilten MEYBURG & MEYBURG (2016) mit: Reviervögel zeigten bei 48,9 % der Datensätze (n=73.465) Flugaktivität; davon erfolgten 59,7 % in weniger als 200 m Höhe über dem Boden. Die Mittelwerte der Einzelvögel lagen bei 188-288 m (Median: 145-271 m). Ein Männchen ohne Brut lag in 2 Jahren etwas über den Werten der Reviervögel (B.-U. MEYBURG, mdl. Mitt.). Eine umfangreichere Auswertung ergab bei den ♂♂ im Brutgebiet eine mittlere Flughöhe von 200 ± 23 m (MEYBURG & MEYBURG 2020).
- Flughöhen ziehender Schreiadler am Bosphorus lagen im Mittel bei etwa 175 m. Sie waren bei Gegenwind signifikant höher als bei Rückenwind und bei stärkerem Wind niedriger als bei schwachem (PANUCCIO et al. 2017).
- Besonders seltene Arten sind selbst über Kollisionsopfer-Monitoring kaum systematisch zu erfassen, so dass Aussagen zu ihrer Gefährdung besonders schwierig sind (WATSON et al. 2018).
- Abschaltzeiten von WEA im Brutgebiet müssten den Anwesenheitszeitraum der Adler vom 01. April bis zum 30. September umfassen. Tageszeitlich werden auf der Basis von Telemetriedaten Abschaltungen von 9 bis 19 Uhr MESZ als zielführend angesehen. Bei Windgeschwindigkeiten ab 16 m/s sowie Niederschlag ab 2 mm/h erscheint derzeit eine Abschaltung von WEA nicht erforderlich (MEYBURG & MEYBURG 2020).
- Die Funddatei zeigt, dass die nach § 45b BNatSchG mögliche Abschaltung von WEA für 4-6 Wochen zwischen 01. März und 31. August nur eingeschränkt Verluste verhindern kann. Das bestmögliche vierwöchige Zeitfenster deckt 50,0 % der bisherigen Verluste in den vorgegebenen sechs Monaten ab; bei sechs Wochen wären es 62,5 % (DÜRR & SCHAEFER 2024).

Lebensraumentwertung:

- Abnahme der Reproduktion mit zunehmender Zahl WEA bis 6 km vom Horst, signifikant zumindest im 3km-Bereich um die Horste (SCHELLER 2007).
- Dies kann über den Verlust wertvoller Nahrungsflächen erklärt werden, aber auch über Verluste von Altvögeln durch Kollisionen, damit zusammenhängenden Brutverlust und schlechtere Brutergebnisse nach Neuverpaarung (vgl. LANGGEMACH et al. 2010).
- Zunächst schienen WEA wie auch andere menschliche Infrastruktur (vgl. LANGGEMACH et al. 2001) gemieden zu werden (z. B. MEYBURG et al. 2006), aber zumindest ein Teil der Vögel zeigt Gewöhnung (z. B. NOWAK 2016) mit der Konsequenz eines Kollisionsrisikos.

- Sowohl Schlagrisiko als auch Nahrungsflächenverlust verschlechtern zusätzlich den Erhaltungszustand der gefährdeten Population.
- In einer deutschlandweiten Analyse ermittelten BUSCH et al. (2017) für etwa 55 % der aktuellen Schreiadlerlebensräume ein Störpotenzial durch die derzeit bestehenden Windkraftanlagen (gemessen an Überlappung von Brutverbreitung und Verteilung der WEA, Ausbaustand 2015). Dabei sind etwa 50 % der deutschen Brutpopulation betroffen.

Aktionsraum:

- In MV im Mittel 27,1 km² (22,2 - 33,9 km²), Bodentelemetrie, n=9 Ind. (SCHELLER et al. 2001). Die Homeranges in MV in dieser Studie waren wesentlich größer als im lettischen Vergleichsgebiet (11 km²) – ein Hinweis auf die deutlich schlechtere Habitatqualität im deutschen Brutgebiet.
- Die Auswertung eines über sechs Jahre telemetrierten ♂ zeigte, dass sich die Raumnutzung von Jahr zu Jahr ändert und im Laufe der Jahre weite Teile des 6-km-Bereichs um den Horst mit unterschiedlicher Regelmäßigkeit genutzt werden. Einjährige Funktionsraumanalysen, die derzeit gängige Planungspraxis sind, können daher den tatsächlichen Raumbedarf nur unzureichend abbilden und führen bei einem Teil des Homeranges zu falsch negativen Ergebnissen (LANGGEMACH & MEYBURG 2011).
- In MV und BB bei 5 ♂♂ mind. 32,8 / 34,1 / 46,4 / 54,4 und 93,8 / 172,3 km² (2 Untersuchungsjahre); 2 ♀♀ mind. 1,6 / 2,3 (2 Untersuchungsjahre) sowie 82,3 km². Im Mittel waren 20,3 % (9,4 – 51,1 %) der GPS-Ortungen (≠ Aktivität, d. h. inkl. Ruhephasen) ab 3 km vom Horst entfernt, 13,6 % (5,0 – 22,2 %) im Bereich 3 – 6 km vom Horst (MEYBURG et al. 2006).
- Ein am 08.09. mit einem GSM-Sender versehenes ♂ beflog in der kurzen Zeit bis zum Abzug am 13.09. ein sehr großes Gebiet: 128 km² (Kernel 90 %) bzw. 206 km² (MCP 95 %) – wahrscheinlich auch ein Resultat größerer Genauigkeit durch eine viel größere Zahl Ortungen. 48,7 % der Ortungen erfolgen außerhalb des 3-km-Radius um den Horst (vgl. demgegenüber geltende Abstandsregelungen in BB und MV!) (MEYBURG & MEYBURG 2013).
- Nach der bisher langfristigen Telemetriestudie, die 2004 begann (n=52 ad. Adler), lagen 95 % aller Ortungen von Brutadlern abseits der Brutplätze im Bereich von 5,8 km um den Brutplatz (bzw. ♂♂ 95 % und ♀♀ 78 % im 6km-Radius). 81 % der Ortungen der ♂♂ lagen bis zu 3 km entfernt und 14 % zwischen 3 und 6 km. Die ♀♀ flogen insgesamt weniger, aber bei ihnen lagen nur 66 % der Ortungen im 3km-Radius. Die Einführung von GSM-Sendern ab 2012 erhöhte die Datendichte und damit die Aussagekraft der Daten enorm. Bei 4 ♂♂ mit GSM-Sendern lagen 24 % der Ortungen außerhalb des 6km-Radius, wobei sich einzelne ♂♂ bis zu 15,5 km vom Nest entfernten (MEYBURG & MEYBURG 2020).
- Vergleichsweise kleinere Homeranges ließen sich anhand GPS-Telemetrie bei 58 ad. Adlern in fünf mehr östlich gelegenen Ländern ermitteln (oft mehrere Jahre): 17 km² (Median) bzw. 22 km² (arithm. Mittel ohne extreme Ausreißer), wobei das Mittel bei ♀♀ größer war (40,5 km²) als bei ♂♂ (27,5 km²) (beide Werte liegen über dem Gesamtmittel → ?). Im Flachland (18 km²) war es größer als im Bergland (10 km²). Höhere menschliche Siedlungsdichte führte zu größeren Homeranges, hoher Grünlandanteil zu kleineren und nach VÄLI et al. (2017) auch zu besserem Bruterfolg. Betont werden die großen individuellen Unterschiede (MIRSKI et al. 2020).
- ♀♀ unternehmen gegen Ende der Aufzuchtzeit regelmäßig große „Ausflüge“ bis > 50 km vom Horst entfernt, die sich durch Abstandskriterien nicht fassen lassen (MEYBURG et al. 2007). Auch beim Ausbleiben eines Partners im Frühjahr sind ♀♀ viel mobiler als die ♂♂, haben bevorzugte Aufenthaltsräume teils weit abseits ihres eigenen Territoriums und unternehmen weite Exkursionen (MEYBURG et al. 2022).

- MEYBURG & MEYBURG (2017) werteten 116.715 GPS-Lokalisationen von 27 ad. (22 ♂♂, 5 ♀♀) während der Brutsaison aus (2003-2016). Bei ♂♂ waren 91 % davon im 6-km-Bereich um den Horst, bei ♀♀ 78 %, aber Größe und Ausdehnung des Homeranges änderten sich bei den Vögeln von Jahr zu Jahr (z. B. 95 % Kernel eines ♂♂ aus BB in 7 Jahren zwischen 20 und 85 km²).
- In vom Schreiadler dicht besiedelten Gebieten ist davon auszugehen, dass das Offenland vollständig durch die anwesenden Brutvögel genutzt wird (NOWAK 2016).
- Ad. ♂♂ ohne eigenen Brutplatz (Floater) können nach GPS/GSM-Daten große Gebiete durchstreifen, z. B. weite Teile Vorpommerns (MEYBURG & MEYBURG 2017 und mdl. Mitt.).
- Großteil der Schreiadler aus MV durchfliegt auf dem Frühjahrs- und Herbstzug den Nordosten von BB.

Abstandsregelungen:

TAK BB

Schutzbereich 3 km zum Horst
 Freihalten der Nahrungsflächen und Gewährleistung ihrer Erreichbarkeit im 6-km-Radius um den Horst (Restriktionsbereich)

neu nach AGW-Erlass (BB) 2023 (=BNatSchG 2022)

Nahbereich: 1.500 m
 Zentraler Prüfbereich: 3.000 m
 Erweiterter Prüfbereich: 5.000 m (Bezug jeweils Brutwald)

LAG VSW (2007)

Tabubereich 6 km

LAG VSW (2014)

MA 6 km

Bemerkungen:

- Die Empfindlichkeit der Population gegenüber zusätzlicher Mortalität schätzen DIERSCHKE & BERNOTAT (2012) als sehr hoch ein.
- Eine Populationsmodellierung für BB zeigte den hohen Wert jedes Einzeltieres für die kleine Restpopulation (BÖHNER & LANGGEMACH 2004).
- Vor diesem Hintergrund sind „Kollateralschäden“ der Windkraftnutzung besonders problematisch: Störungen durch Kartierungen zur Brutzeit und gezielte Horstsuchen mit dem Ergebnis von Brutaufgaben, Verschwinden von Horsten, Absägen des Horstbaumes bis hin zur Revieraufgabe (LANGGEMACH 2017).
- Auf der Grundlage der komplexen Habitat- und Raumannsprüche, die nur noch in wenigen Regionen Deutschlands erfüllt werden, sowie der in der Regel jahrzehntelangen Besetzung von Brutgebieten und der in geeigneten Revieren stets gegebenen Möglichkeit der Wiederbesiedlung bei zeitweiligem Verwaisen plädiert LANGGEMACH (2018) für großräumigen und konsequenten Lebensraumschutz, auch im Hinblick auf die Windkraftnutzung.
- Die besondere Gefährdungssituation des Schreiadlers, seine Lebensraumannsprüche und die großen Homeranges sprechen für einen deutlich größeren Schutzbereich.
- Zu der besonderen Gefährdung des Schreiadlers tragen auch die späte Reproduktionsreife und die natürlicherweise sehr geringe Fortpflanzungsrate der Art bei, wodurch der Wert jedes adulten Adlers umso größer ist. Für jeden Altvogel, der zusätzlich umkommt, müssten acht Jungvögel flügge werden, was selbst unter optimalen Bedingungen nicht erreichbar ist. Daher hat der Schutzansatz „Senkung der Altvogelmortalität“ ein ungleich größeres Gewicht als die Anhebung der Nachwuchsrates, um die zusätzliche Mortalität zu kompensieren (LANGGEMACH 2022).
- Bei Abweichungen davon ist ein stringenterer Umgang als bisher mit dem Restriktions- bzw. Prüfbereich erforderlich, zudem koordinierte Lenkung von Kompensationsmaßnahmen zur Verbesserung von Nahrungsflächen möglichst nah an den Horsten. Bezugsbasis sollten nicht die einzelnen Horste sein, sondern die ausgewiesenen erweiterten Horstschutzzonen, welche die regelmäßig genutzten Wechselhorste eines Paares umfassen (vgl. ROHDE 2009, SCHELLER 2008, LANGGEMACH 2018).

Quellen:

- BELLEBAUM, J., T. LANGGEMACH & W. SCHELLER (2016): An der Belastungsgrenze? Schreiadler und Windenergienutzung. *Vogelwarte* 54: 342-343.
- BÖHNER, J. & T. LANGGEMACH (2004): Warum kommt es auf jeden einzelnen Schreiadler *Aquila pomarina* in Brandenburg an? Ergebnisse einer Populationsmodellierung. *Vogelwelt* 125: 271-281.
- BUSCH, M., S. TRAUTMANN & B. GERLACH (2017): Overlap between breeding season distribution and wind farm risks: A spatial approach. *Vogelwelt* 137: 169-180.
- DIERSCHKE, V. & D. BERNOTAT (2012): Übergeordnete Kriterien zur Bewertung der Mortalität wildlebender Tiere im Rahmen von Projekten und Eingriffen – unter besonderer Berücksichtigung der deutschen Brutvogelarten. http://www.bfn.de/0306_eingriffe-toetungsverbot.html
- DÜRR, T. & J. SCHAEFER (2024): Vogelverluste an Windenergieanlagen: Auswertung der zentralen Funddatei für Deutschland zur Phänologie der Verluste. *Otis* 31: 163-166.
- GRÜNEBERG, C., R. DRÖSCHMEISTER, D. FUCHS, W. FREDERKING, B. GERLACH, M. HAUSWIRTH, J. KARTHÄUSER, B. SCHUSTER, C. SUDFELDT, S. TRAUTMANN & J. WAHL (2017): Vogelschutzbericht 2013 – Methoden, Organisation und Ergebnisse. *Naturschutz und Biologische Vielfalt Heft 157*, 230 S., Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz.
- LANGGEMACH, T. (2017): Schreiadler und Windenergienutzung – Risiken und Schlussfolgerungen für den Adlerschutz. *Tagungsband Deutsche Wildtier Stiftung*: 104-114.
- LANGGEMACH, T. (2018): Aspekte der Revierbesetzung beim Schreiadler (*Clanga pomarina*). *Ber. z. Vogelschutz* 55: 71-80.
- LANGGEMACH, T. (2022): Der Schreiadler – eine der am meisten durch die Windkraftnutzung gefährdeten Vogelarten. *Natursch. Landschaftspfl. Brandenb.* 31: 4-17.
- LANGGEMACH, T., T. BLOHM & T. FREY (2001): Zur Habitatstruktur des Schreiadlers (*Aquila pomarina*) an seinem westlichen Arealrand - Untersuchungen aus dem Land Brandenburg. *Acta ornithoecologica* 4.2-4: 237-267.
- LANGGEMACH, T., T. RYSLAVY & T. DÜRR (2009): Aktuelles aus der Staatlichen Vogelschutzwarte Brandenburg. *Otis* 17: 113-117.
- LANGGEMACH, T., P. SÖMMER, K. GRASZYNSKI, B.-U. MEYBURG & U. BERGMANIS (2010): Analyse schlechter Reproduktionsergebnisse beim Schreiadler (*Aquila pomarina*) in Brandenburg im Jahr 2009. *Otis* 18: 51-64.
- LANGGEMACH, T. & B.-U. MEYBURG (2011): Funktionsraumanalysen - ein Zauberwort der Landschaftsplanung mit Auswirkungen auf den Schutz von Schreiadlern (*Aquila pomarina*) und anderen Großvögeln. *Ber. Vogelschutz* 47/48: 167-181.
- MEYBURG, B.-U., C. MEYBURG, J. MATTHES & H. MATTHES (2006): GPS-Satelliten-Telemetrie beim Schreiadler *Aquila pomarina*: Aktionsraum und Territorialverhalten im Brutgebiet. *Vogelwelt* 127: 127-144.
- MEYBURG, B.-U., C. MEYBURG & F. FRANCK-NEUMANN (2007): Why do female Lesser Spotted Eagles (*Aquila pomarina*) visit strange nests remote from their own? *J. Orn.* 148: 157-166.
- MEYBURG, B.-U. & C. MEYBURG (2009): TODESURSACHEN VON SCHREIADLERN. *FALKE* 56: 382-388.
- MEYBURG, B.-U. & C. MEYBURG (2013): Telemetrie in der Greifvogelforschung. *Greifvögel und Falknerei* 2013: 26-60.
- MEYBURG, B.-U. & C. MEYBURG (2016): Flughöhenmessung beim Schreiadler *Aquila pomarina* im Brutgebiet mittels GSM-GPS-Telemetrie zur Abschätzung des Kollisionsrisikos mit Windenergieanlagen und Flugkörpern. *Vogelwarte* 54: 389-390.

- MEYBURG, B.-U. & C. MEYBURG (2017): Breeding Lesser Spotted Eagles (*Clanga pomarina*) and wind farms – some insights from GPS tracking. Poster, 11. European Ornithologists' Union (EOU) International Conference, 18-22 August 2017, Turku, Finland.
- MEYBURG, B.-U., C. MEYBURG & J. MATTHES (2017): Wieviel Fläche benötigen Schreiadler *Aquila pomarina* zum erfolgreichen Brüten – Neue Ergebnisse der GPS-Telemetrie. Vogelwarte 55: 97-98.
- MEYBURG, B.-U. & C. MEYBURG (2020): Mindestabstände und Abschaltzeiten bei Windenergieanlagen zum Schutz des Schreiadlers (*Clanga pomarina*) - Empfehlungen basierend auf GPS-Telemetrie-Ergebnissen. Ber. z. Vogelschutz 57: 113-136.
- MEYBURG, B.-U., G. HEISE, T. BLOHM, C. MEYBURG & S. K. URBAN (2022): Langfristige GPS-satellitentelemetrische Untersuchungen an einem Schreiadler *Clanga pomarina* in Brandenburg und auf dem Zug sowie Beobachtungen an seinem Brutplatz. VOGELWARTE 60: 111-125.
- MIRSKI, P., Z. CENIAN, M. DAGYS, S. DARÓCZY, D. DEMENTAVIČIUS, G. MACIOROWSKI, S. MENDERSKI, D. NOWAK, A. PONGRÁ CZ, M. PROMMER, U. SELLIS, J. SIEKIERA, P. SZINAI, T. TUMIEL, J. WÓJCIAK, R. ZEITZ & Ü. VÄLI (2020): SEX-, LANDSCAPE- AND CLIMATE-DEPENDENT PATTERNS OF HOME-RANGE SIZE – A MACROSCALE STUDY ON AN AVIAN GENERALIST PREDATOR. IBIS 163: 641-657.
- MLUV (Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz Brandenburg) (2005): Artenschutzprogramm Adler.
- NOWAK, D. (2016): Orlik krzykliwy *Clanga pomarina* w krajobazie Karpat. Magurski Park Narodowy. Krempna. 104 S.
- PANUCCIO, M., A. DUCHI, G. LUCIA & N. AGOSTINI (2017): Species-specific behaviour of raptors migrating across the Turkish straits in relation to weather and geography. Ardeola 64: 305-324.
- ROHDE, C. (2009): Funktionsraumanalyse der zwischen 1995 und 2008 besetzten Brutreviere des Schwarzstorches *Ciconia nigra* in Mecklenburg-Vorpommern. Orn. Rundbrief Meckl.-Vorp. 46, Sonderheft 2: 191-204.
- SCHELLER, W. (2007): Standortwahl von Windenergieanlagen und Auswirkungen auf die Schreiadlerbrutplätze in Mecklenburg-Vorpommern. Naturschutzarb. Meckl.-Vorp. 50 (2): 12-22.
- SCHELLER, W. (2008): Notwendigkeit von Waldschutzarealen für den Schreiadler (*Aquila pomarina*). Ber. Vogelschutz 45: 51-60.
- SCHELLER, W. & E. KÜSTERS (1999): Flughöhen von Greifvögeln und Vogelschläge in Deutschland. Vogel u. Luftverkehr 19: 76-96.
- SCHELLER, W., U. BERGMANIS, B.-U. MEYBURG, B. FURKERT, A. KNACK & S. RÖPER (2001): Raum-Zeit-Verhalten des Schreiadlers (*Aquila pomarina*). Acta ornithoecologica, Jena 4.2-4: 75-236.
- SPRÖTGE, M., E. SELLMANN & M. REICHENBACH (2018): Windkraft Vögel Artenschutz. Ein Beitrag zu den rechtlichen und fachlichen Anforderungen in der Genehmigungspraxis. Books on demand, Norderstedt, 229 S.
- VÄLI, Ü, J. TUVI & S. GUNNAR (2017): Agricultural land use shapes habitat selection foraging and reproduction success of the Lesser Spotted Eagle *Clanga pomarina*, J. Ornithol. 158: 841-850.
- WATSON, R. T., P. S. KOLAR, M. FERRER, T. NYGÅRD, N. JOHNSTON, W. G. HUNT, H. A. SMIT-ROBINSON, C. J. FARMER, M. HUSO & T. E. KATZNER (2018): Raptor interactions with wind energy: Case studies from around the world. J. Raptor Res. 52 (1): 1-18.

1.8. Steinadler (*Aquila chrysaetos*)

Schutzstatus / Gefährdung / Bestandssituation in Deutschland:

- Anh. I EG-VSRL; streng geschützte Art gem. § 7 Abs. 2 Nr. 14 a BNatSchG i. Verb. m. Anhang A EG-VO 338/97; jagdbares Wild gem. § 2 BJagdG, ganzjährige Schonzeit
- RL D R, RL BY 2
- Bestandsanteil BY an D: 100 %
- In D (Stand 2005-09) 42-47 Paare, davon 31-34 in SPA (GRÜNEBERG et al. 2017); mit Stand 2016 in D 43 Paare (RYSILAVY et al. 2020).

Gefährdung durch Kollision:

- Fundkartei (2002-2020):
 - 1 Schlagopfer aus D (MV), Überwinterer im 2. KJ aus Lettland
 - 26 Schlagopfermeldungen in weiteren europäischen Staaten: 12 aus Schweden (u. a. AHLÉN 2010), 8 aus Spanien (u. a. ATIENZA et al. 2011), je 2 aus Frankreich und Norwegen, je 1 aus Griechenland, Großbritannien und der Schweiz.
 - Kollisionen in vierstelligen Zahlen sind aus den USA dokumentiert (z. B. HUNT et al. 1998, PAGEL et al. 2013).
- In einer 4-jährigen Studie am Altamont-Pass, Kalifornien (Jan. 1994 bis Dez. 1997) wurden 61 radiotelemetrierte Steinadler tot aufgefunden: Mit 37,7 % waren Kollisionsoffer an WEA noch vor Stromopfern (16 %) die häufigste Ursache, darunter 19 Subadulte, 3 nicht-territoriale Altvögel und 1 Brutvogel. Die Altvogelmortalität hat sich als empfindlichster Parameter für den Populationsverlauf erwiesen, während die Reproduktion und die Mortalitätsrate bei den Jungvögeln eine viel geringere Rolle spielten (HUNT et al. 1998). Eine spätere Untersuchung im selben Gebiet ergab zwar eine stabile Population, doch es wird kalkuliert, dass der Nachwuchs von 216-255 Brutpaaren erforderlich wäre, die jährlichen 55-65 Windkraftopfer zu kompensieren. Dies ist nur durch Zuwanderung zu erklären (HUNT et al. 2017). Im Altamont Pass Wind Resource Area (APWRA) wird die jährliche Sterberate auf bis zu 66,7 bis 75,0 Steinadler pro Jahr geschätzt (SMALLWOOD & THELANDER 2008); am Altamontpass wurden von 2005 bis 2013 insgesamt 133 Steinadler tot gefunden (ICF 2014, 2015). Auch in anderen Gebieten der USA (ohne APWRA) wurden zwischen 1997 bis 2012 85 Steinadler als Kollisionsoffer in 32 Windfarmen gefunden (PAGEL et al. 2013).
- Nach HUNT (1999, in PERROW 2017) waren 61 % der im WP Altamont gefundenen Steinadler ♂♂.
- In Finnland wurde mittels GPS-Telemetrie eine mittlere Flugzeit von 2,2 Stunden pro Tag ermittelt, wobei 30 % davon im riskanten Bereich von 50-200 m lagen (TIKKANEN et al. 2018).
- In zwei schottischen WPs (99 WEA) belegten FIELDING et al. (2021) anhand GPS-telemetriertes nicht territorialer Steinadler (n=23), dass sich Meidung und Kollisionsrisiko nicht gegenseitig ausschließen. Vorher-Nachher-Untersuchungen zeigten eher Meidung nach Errichtung der WEA an, die aber reduziert war an WEA in bevorzugten Habitaten bzw. deren Umgebung. Bei WEA mit stehenden Rotoren zeigte sich, dass die Adler bei höheren Windgeschwindigkeiten und in stark bevorzugten Habitaten weniger vorsichtig gegenüber den WEA waren. Auch rotierenden WEA näherten sich die Adler bei höheren Windgeschwindigkeiten mehr an, vor allem in bevorzugten Habitaten. Dies wird vor allem mit dem Gelände relief in den konkreten Gebieten erklärt. Die inneren Bereiche der WPs wurden von den Steinadlern weitgehend gemieden. Daher ist eine der Schlussfolgerungen, dass die äußeren WEA eines WP nicht in bevorzugten Habitaten oder in deren Umgebung errichtet werden sollten.

- Mit kumulativen Effekten befassen sich KATZNER et al. (2016). Die scheinbare Stabilität der Steinadler im Großraum des Altamont WP in Kalifornien ließ sich auf kontinentweite Zuwanderung zurückführen, was die Altamont-Population zu einer Sink-Population macht, darüber hinaus zu einer ökologischen Falle, da das Gebiet durch Nahrung und günstige Flugbedingungen attraktiv ist. Dementsprechend können die lokalen Verluste auch kontinentweite Auswirkungen haben (KATZNER et al. 2016).
- Eine Studie von MCCLURE et al. (2021), nach der der Einsatz von Identiflight zur Erkennung und nachfolgenden Abschaltung von WEA die Kollisionsrate bei Adlern (Stein- und Weißkopf-Seeadler) um 82 % (75-89 %) reduzieren würde, wurde von HUSO & DALTHORP (2023) kritisch analysiert. Sie beruht auf Fehlern, die zu einer stark überhöhten Effektgröße und Genauigkeit sowie zu unbegründeten Schlussfolgerungen führten. Die automatische Abschaltung von WEA hat theoretisch das Potenzial, die Zahl der getöteten Adler zu reduzieren, aber es sind noch mehrere Jahre Daten an verschiedenen Standorten und geeignete statistische Analysen erforderlich, um die Wirksamkeit der Technologie zu bewerten und Managementempfehlungen auszusprechen.

Lebensraumentwertung:

- Keine Meidung der WEA im Nahrungsrevier (SMALLWOOD & THELANDER 2004), Steinadler nutzen die hohe Nagerdichte (Ground Squirrel) durch aktives Aufsuchen von WEA.
- In Schottland wurden bis 2010 keine Kollisionsopfer gefunden, aber in langjährigen Untersuchungen von WEA auf der Insel Skye konnten Vertreibungen / Störungen nachgewiesen werden (FIELDING & HAWORTH 2010), wobei die Untersuchungen während des Betriebs der Anlagen noch am Anfang stehen.
- Das Monitoring eines Steinadlerpaares in Schottland über 776 Beobachtungsstunden zeigte nach Errichtung eines WP eine vergleichbare Aktionsraumgröße wie vorher. Die WP-Fläche wurde aber meist nur noch überflogen, um andere Adler abzuwehren; hingegen wurde eine als Ablenkfläche beseitigte Waldfläche dreimal so oft genutzt wie vorher (WALKER et al. 2005).
- KATZNER et al. (2012) zeigten in einer Telemetriestudie an ziehenden Steinadlern in den Appalachen (USA), dass Adler insbesondere bei kleinräumigen Gleitflügen mit Distanzen von 1-5 km pro h Höhen von durchschnittlich $108,74 \pm 4,87$ m erreichen können. Besonders windhöfliche Gebiete wurden bevorzugt aufgesucht.
- In einer deutschlandweiten Analyse ermittelten BUSCH et al. (2017) für etwa 1 % der aktuellen Steinadlerlebensräume ein Störpotenzial durch die derzeit bestehenden Windkraftanlagen (gemessen an Überlappung von Brutverbreitung und Verteilung der WEA, Ausbaustand 2015). Dabei ist unter 1 % der deutschen Brutpopulation betroffen.
- Zwei mit GPS-Sendern markierte Steinadler im Zentralmassiv (F) nutzten – entgegen der vorherigen Prognose – einen großen Teil ihres Lebensraumes nicht mehr nach Errichtung von zwei WP in ihrem Jagdlebensraum. Der Lebensraum wurde um 450 ha verkleinert und die Bewegungen zwischen den Gebieten beeinflusst (ITTY & DURIEZ 2017).

Aktionsraum:

- Größe des Streifgebietes im Mittel 53 km^2 (BEZZEL & FÜNFSTÜCK 1994; $n=11$, HALLER 1996).
- WATSON et al. (2014) ermittelten bei 17 mit GPS-Sendern versehenen Steinadlern (12 ♂♂, 5 ♀♀) Homeranges von im Mittel $245,7 \text{ km}^2$ („99 % volume contour“) bzw. $82,3 \text{ km}^2$ („95 % isopleths“). Die Vögel wurden bis zu 7 Jahre telemetriert, aber einzelne Jahre erklärten nur 66 % der mehrjährigen Homerange-Größe.
- Mittlere Homeranges in Finnland (ermittelt mit GPS-Telemetrie) lagen bei 297 km^2 (95 % MCP) mit Flügen bis 14 km weg vom Nest. Siedlungen und ihr Umfeld wurden gemieden (TIKKANEN et al. 2018).
- Gelegentliche Beobachtungen auch von geschlechtsreifen Altadlern wurden und werden auch im Voralpenland gemacht (LfU Bayern, Staatl. Vogelschutzwarte, schriftl. Mitt).

Abstandsregelungen:

TAK BB

kein Brutvogel in BB

LAG VSW (2007)

Bisher über die Alpen
insgesamt geschützt

LAG VSW (2014)

MA 3 km
PB 6 km

BNatSchG (2022)

Nahbereich: 1.000 m

Zentraler Prüfbereich: 3.000 m

Erweiterter Prüfbereich: 5.000 m

Bemerkungen

- Bleibelastete Adler zeigten Beeinträchtigung der Flugfähigkeit mit höherem Kollisionsrisiko; bei starker Bleibelastung sanken jedoch Flugaktivität und Flughöhen deutlich (ECKE et al. 2017), was das Schlagrisiko an WEA eher vermindern als erhöhen dürfte.

Quellen:

- AHLÉN, I. (2010): Fåglar och Vindkraftverk. Skärgård 3: 8-11.
- ATIENZA, J. C., I. M. FIERRO, O. INFANTE, J. VALLS & J. DOMINGUEZ (2011): Directrices para la evaluación del impacto de los parques eólicos en aves y murciélagos (version 3.0). SEO/BirdLife, Madrid, 116 p.
- BEZZEL, E. & H.-J. FÜNFSTÜCK (1994): Brutbiologie und Populationsdynamik des Steinadlers (*Aquila chrysaetos*) im Werdenfelser Land/Oberbayern. Acta ornithoecol. 3: 5-32.
- BUSCH, M., S. TRAUTMANN & B. GERLACH (2017): Overlap between breeding season distribution and wind farm risks: A spatial approach. Vogelwelt 137: 169-180.
- ECKE, F., N. J. SINGH, J. M. ARNEMO, A. BIGNERT, B. HELANDER, Å. M. M. BERGLUND, H. BORG, C. BRÖJER, K. HOLM, M. LANZONE, T. MILLER, Å. NORDSTRÖM, J. RÄIKKÖNEN, I. RODUSHKIN, E. ÅGREN & B. HÖRNFELDT (2017): Sublethal lead exposure alters movement behavior in free-ranging Golden Eagles. Environm. Science and Technology 51: 5729-5736.
- FIELDING A. & P. HAWORTH (2010): Golden eagles and wind farms. A report created under an SNH Call-of-Contract Arrangement. Haworth Conservation: 56 S. <http://www.alanfielding.co.uk/fielding/pdfs/Eagles%20and%20windfarms.pdf>.
- FIELDING, A. H., D. ANDERSON, S. BENN, R. DENNIS, M. GEARY, E. WESTON & D. P. WHITFIELD (2021): Non-territorial GPS-tagged golden eagles *Aquila chrysaetos* at two Scottish wind farms: Avoidance influenced by preferred habitat distribution, wind speed and blade motion. Plos One (<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0254159>).
- GRÜNEBERG, C., R. DRÖSCHMEISTER, D. FUCHS, W. FREDERKING, B. GERLACH, M. HAUSWIRTH, J. KARTHÄUSER, B. SCHUSTER, C. SUDFELDT, S. TRAUTMANN & J. WAHL (2017): Vogelschutzbericht 2013 – Methoden, Organisation und Ergebnisse. Naturschutz und Biologische Vielfalt Heft 157, 230 S., Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz.
- HALLER, H. (1996): Der Steinadler in Graubünden. Langfristige Untersuchungen zur Populationsökologie von *Aquila chrysaetos* im Zentrum der Alpen. Orn. Beob. Beiheft 9: 1-167.
- HUNT, G. (1999): A population study of golden eagles in the Altamont Pass Wind Resource Area. Santa Cruz, CA: National Renewable Energy Laboratory. NREL/SR-500-26092. <https://www.nrel.gov/docs/fy99osti/26092.pdf>.
- HUNT, W. G., R. E. JACKMAN, T. L. HUNT, D. E. DRISCOLL & L. CULP (1998): A population study of golden eagles in the Altamont Pass Wind Resource Area: population trend analysis 1997. Report to National Renewable Energy laboratory, Subcontract XAT-6-16459-01. Predatory Bird Research Group, University of California, Santa Cruz.
- HUNT, W. G., J. D. WIENS, P. R. LAW, M. R. FULLER, T. L. HUNT, D. E. DRISCOLL & R. E. JACKMAN (2017): Quantifying the demographic cost of human-related mortality to a raptor population. Plos One, doi:10.1371/journal.pone.0172232.
- HUSO, M. & D. DALTHORP (2023): Reanalysis indicates little evidence of reduction in eagle mortality rate by automated curtailment of wind turbines. J. Appl. Ecol. doi: 10.1111/1365-2664.14196.

- ICF INTERNATIONAL (2014): Altamont Pass Wind Resource Area Bird Fatality Study, Bird Years 2005–2012. M101. (ICF 00904.08.) Sacramento, CA. (http://www.altamontsrc.org/alt_doc/m101_apwra_2005_2012_bird_fatality_report.pdf).
- ICF INTERNATIONAL (2015): Altamont Pass Wind Resource Area Bird Fatality Study, Monitoring Years 2005–2013, Draft (M107) for Alameda County Community Development Agency.
- ITTY C. & O. DURIEZ (2018): Le suivi par GPS, une méthode efficace pour évaluer l'impact des parcs éoliens sur des espèces à fort enjeux de conservation: l'exemple de l'aigle royal (*Aquila chrysaetos*) dans le sud du massif central. Actes du séminaire éolien et biodiversité, 21 et 22 novembre 2017, Artigues-près-Bordeaux, France, LPO. Pages 42-48. Available at: https://eolien-biodiversite.com/IMG/pdf/itty-c_seb2017.pdf.
- KATZNER, T. E., D. BRANDES, T. MILLER, M. LANZONE, C. MAISONNEUVE, J. A. TREMBLAY, R. MULVIHILL & G. T. MEROVICH JR. (2012): Topography drives migratory flight altitude of golden eagles: implications for on-shore wind energy development. *J. Appl. Ecol.* 49: 1178-1186.
- KATZNER, T. E., D. M. NELSON, M. A. BRAHAM, J. M. DOYLE, N. B. FERNANDEZ, A. E. DUERR, P. H. BLOOM, M. C. FITZPATRICK, T. A. MILLER, R. C. E. CULVER, L. BRASWELL & J. A. DEWOODY (2016): Golden Eagle fatalities and the continental-scale consequences of local wind-energy generation. *Cons. Biol.* doi: 10.1111/cobi.12836.
- MCCLURE, C., B. ROLEK, L. DUNN, J. MCCABE, L. MARTINSON & T. KATZNER (2021). Eagle fatalities are reduced by automated curtailment of wind turbines. *J. Appl. Ecol.* 58: 446–452.
- PAGEL, J. E., K. J. KRITZ, B. A. MILLSAP, R. K. MURPHY, E. L. KERSHNER & S. COVINGTON (2013): Bald Eagle and Golden Eagle mortalities at wind energy facilities in the contiguous United States. *J. Raptor Res.* 47 (3): 311-315.
- PERROW, M. R. (2017) (Hrsg.): *Wildlife and Wind Farms, Conflicts and Solutions*. Vol. 1: Onshore: Potential Effects.
- SMALLWOOD, K. S. & C. G. THELANDER (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: L. Spiegel, Program Manager. 363 pp. & appendices.
- SMALLWOOD, K. S. & C. G. THELANDER (2008): Bird mortality in the Altamont Pass Wind Resource Area, California. *Journal of Wildlife Management* 72: 215–22.
- TIKKANEN, H., S. RYTKÖNEN, K. OLLI-PEKKA, T. OLLILA, V.-M. PAKANEN, H. TUOHIMAA & M. ORELL (2018): Modelling golden eagle habitat selection and flight activity in their home ranges for safer wind farm planning. *Envir. Impact Assessment Review* 71: 120-131.
- WALKER, D., M. MCGRADY, A. MCCLUSKIE, M. MADDERS & D. R. A. MCLEOD (2005): Resident Golden Eagle ranging behaviour before and after construction of a windfarm in Argyll. *Scottish Birds* 25: 24–40.
- WATSON, J. W., A. A. DUFF & R. W. DAVIES (2014): Home Range and Resource Selection by GPS-Monitored Adult Golden Eagles in the Columbia Plateau Ecoregion: Implications for Wind Power Development. *J. Wildl. Managem.* 78: 1012-1021.

1.9. Kornweihe (*Circus cyaneus*)

Schutzstatus / Gefährdung / Bestandssituation in Brandenburg:

- Anh. I EG-VSRL; streng geschützte Art gem. § 7 Abs. 2 Nr. 14 a BNatSchG i. Verb. m. Anhang A EG-VO 338/97; jagdbares Wild gem. § 2 BJagdG, ganzjährige Schonzeit
- RL D 1, RL BB 0
- Bestandsanteil BB an D: 0 %
- Seit 1994 kein Brutvogel mehr in BB
- In D (Stand 2005-09) 40-60 BP, davon 37-59 in SPA (GRÜNEBERG et al. 2017); mit Stand 2016 in D nur noch 8-9 BP (RYSILAVY et al. 2020).

Gefährdung durch WEA:

- Fundkartei:
 - In D bisher nur 1 Winterfund in NW (weibchenfarbig).
 - 29 weitere Schlagopfer in Europa: 21 x Frankreich, 6 x UK, und je 1 x Norwegen und Spanien, davon **2 Ind. im Winter (Jan./Febr.)**, 7 Ind. zu Beginn der Brutzeit (Mitte April – Anfang Mai), **7 Ind. im Juni/Juli**, **5 Ind. im August**, **2 Ind. im Oktober**.
 - weitere in Nordamerika (ATIENZA et al. 2008), u. a. am Altamontpass in Kalifornien 12 x, hochgerechnet 4 Schlagopfer pro Jahr (SMALLWOOD & THELANDER 2008, ICF 2014).
- Brutvögel in Schottland verbrachten ca. 55 % der Flugzeit in Rotorhöhe bei Zunahme von Mitte April bis Anfang Juli und höherem Anteil bei ♀ als bei ♂ (STANEK 2013).
- Im Windpark Pertshir (Schottland) mit 4 Kollisionsopfern wurden im Jahresverlauf mittlere Flughöhen von 33 (±5) m ermittelt, wobei ♂♂ im Mittel höher flogen als ♀♀. Die Flughöhen waren sign. assoziiert mit dem Habitat (am höchsten über Wald) und der Hangneigung. Die Flughöhen lagen über der vorherigen Schätzung und erklären das Kollisionsrisiko (MCCLUSKIE et al. 2017).
- HANDKE & REICHENBACH (2007) stellten dagegen in Schottland in der Brutzeit nur ca. 22 % der Flugbewegungen in Rotorhöhe fest.
- In einer dänischen Studie flogen 3,6 % der Individuen in Rotorhöhe (THERKILDSEN & ELMEROS 2015).
- Überwinternde Vögel in Österreich flogen überwiegend bodennah (TRAXLER et al. 2013). Flüge zu und an Gemeinschafts-Schlafplätzen finden oft auch in Höhen über 30 m statt (H. ILLNER schriftlich). DÜRR & RASRAN (2013) erwähnen Flughöhen zwischen ca. 80-150 m während des Zuges in einem WP in BB.
- WHITFIELD & MADDERS (2006) fanden keinen Zusammenhang zwischen der Aktivität der Weihen und der Kollisionshäufigkeit, bezweifeln aber selbst die Sicherheit dieser Aussage.
- Im Projekt PROGRESS wurden 5 % der Flugaktivitäten in Rotorhöhe erfasst, die Masse jedoch darunter (n=63). Unter 61 beobachteten Flügen in WPs gab es 2 % Gefahrensituationen (GRÜNKORN et al. 2016).
- Im deutsch-niederländischen Grenzgebiet stellte SCHAUB (2017a, b) in der Brutzeit im Mittel 4,3 Stunden Flugaktivität fest, deutlich weniger als bei Rohr- und Wiesenweihen. 9,6 % der Ortungspunkte lagen in Rotorhöhe (45-125 m), was einem Zeitanteil von 25 min. entspricht.
- Das Kollisionsrisiko ist für D schwer zu beurteilen, da bei dieser seltenen Art ein aussagekräftiges Totfund-Monitoring kaum möglich ist, zumal die Brutplätze auf den Nordseeinseln meist weitab von WEA liegen. Die Ähnlichkeit in der Lebensweise und Flugweise mit der Wiesenweihe und die genannten Totfunde unter WEA sprechen für ein deutlich erhöhtes Kollisionsrisiko an WEA in Brutgebieten (ILLNER 2012).

Lebensraumentwertung:

- TRAXLER et al. (2013) stellten in Österreich keine Meidung von WPs fest.
- WHITFIELD & MADDERS (2006) fanden nur in einer von acht untersuchten Studien Belege für eine Meidung von WEA.
- PEARCE-HIGGINS et al. (2009) stellten im 500-m-Radius um WPs in Schottland und Nordengland eine um 52,2 % signifikant verminderte Brutbestandsdichte fest.
- HANDKE et al. (2004) fanden im Winterhalbjahr in Ostfriesland Kornweihen in WEA-Nähe in geringerem Umfang als erwartet (jedoch nicht signifikant).
- Zu unterschiedlichen Befunden in verschiedenen WPs kamen MÖCKEL & WIESNER (2007).
- Eine Metaanalyse von HÖTKER (2017) zeigte für die Brutzeit nur für 3 Studien Meidung gegenüber 8 Studien, die eher für Attraktivwirkung von WEA sprachen. Außerhalb der Brutzeit liegt das Verhältnis bei 4:3.
- In einem über 22 Jahre studierten Brutrevier in Irland verschlechterte sich der Bruterfolg signifikant nach Errichtung von zunächst 23, dann weiteren 8 WEA: 11 Jahre vor Errichtung der WEA waren es im Mittel 2,63 flügge juv., 11 Jahre mit WEA 1,27 flügge juv., obwohl bei der Brutplatzwahl eine Meidewirkung festzustellen war: der mittlere Nestabstand zu dem Rand des WP betrug 538 m gegenüber 140 m zum späteren WP vor dessen Errichtung (O'DONOGHUE et al. 2011).
- In Irland überlappten bei 69 Untersuchungsplots 28 % mit WPs. Die WP-Präsenz war negativ korreliert mit dem Bestandstrend zwischen 2000 und 2010, aber die Korrelation war relativ gering und nicht signifikant (WILSON et al. 2017).
- Dasselbe Team untersuchte den Bruterfolg: Anteil erfolgreicher Paare, Brutgröße und Gesamtproduktivität zeigten keine sign. Beziehung zum Abstand zur nächsten WEA; der Bruterfolg, nicht jedoch die Brutgröße war im 1km-Radius geringer als außerhalb (FERNÁNDEZ-BELLON et al. 2015).

Aktionsraum:

- ♀♀ halten sich meist in Entfernungen von 0,5-1 km um das Nest auf, während ♂♂ vor allem bis zu Entfernungen von 2-4 km zum Nest fliegen und jagen, wobei sie sich maximal 7 km vom Nest entfernen können (GARCIA & ARROYO 2005, ARROYO et al. 2014, S. MURPHY schriftlich)
- Besondere Brutvögel haben in Schottland im Schnitt 4,5 km² (♀♀) bis 8 km² (♂♂) große Aktionsräume (ARROYO et al. 2014).
- Ein mit GPS-Sender versehenes Brut-♂ in den Niederlanden nutzte in einem Jahr eine 142 km² große Fläche und im Folgejahr (bei wesentlich mehr Peilungen) 265 km² (KLAASSEN et al. 2014). Die Überlappung von nur 21,6 % der Fläche (bezogen auf das erste Jahr) mag an unterschiedlicher Untersuchungsdauer (30 vs. 54 Tage) gelegen haben, aber auch an der von Jahr zu Jahr wechselnden Flächennutzung. Bei einem zum Schlupfzeitpunkt gescheiterten Brutpaar nutzte das ♂ eine Fläche von 103 km², während das ♀ weite Ausflüge machte, und sich dann vom 27. Juli bis Ende August auf eine 37 km² große Fläche im Brutgebiet konzentrierte (KLAASSEN et al. 2014).

Abstandsregelungen:

TAK BB
kein Brutvogel mehr in BB

LAG VSW (2007)	LAG VSW (2014)
Tabubereich 3 km	MA 1 km
Prüfbereich 4 km	PB 3 km

BNatSchG (2022)

Nahbereich:	400 m
Zentraler Prüfbereich:	500 m
Erweiterter Prüfbereich:	2.500 m

Bemerkungen:

- Winterliche Schlafplätze können Einzelflächen sein oder aus mehreren beieinander liegenden Einzelplätzen bestehen (MÖLLER 1995) bis zu 41 Ind. umfassen (HENSCHEL 1990). Regelmäßig genutzte Flächen sollten bei Planungen berücksichtigt werden (LAG VSW 2014).
- In einer Studie in Irland (2008-10) lag bei 71 Brutversuchen an Brutplätzen ohne Windkraftplanungen (n=53) der Bruterfolg bei 79,2 %, an Brutplätzen mit Windkraftplanungen bei nur 16,7 % (n=18) (O'DONOGHUE et al. 2011). Dies ist bisher die erste wissenschaftliche Arbeit, die sich der Kollateralschäden der Windkraftentwicklung, die bereits in der Planungsphase auftreten, annimmt. Quellen:
- ARROYO, B., F. LECKIE, A. AMAR, A. MCCLUSKIE & S. REDPATH (2014): Ranging behaviour of Hen Harriers breeding in Special Protection Areas in Scotland. *Bird Study*. doi: 10.1080/00063657.2013.874976.
- ATIENZA, J. C., I. MARTIN FIERRO, O. INFANTE & J. VALLS (2008): Directrices para la evaluación del impacto de los parques eólicos en aves y murciélagos (versión 1.0). SEO/BirdLife, Madrid.
- DÜRR, T. & L. RASRAN (2013): Schlagopfer und Gittermasten: Untersuchungen der Fundhäufigkeit, des Brutbestandes und des Bruterfolgs von Greifvögeln in zwei Windparks in Brandenburg. In: HÖTKER, H., O. KRONE & G. NEHLS (Hrsg.): 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: 287-301.
- FERNÁNDEZ-BELLON, D., S. IRWIN, M. WILSON & J. O'HALLORAN (2015): Reproductive output of Hen Harriers *Circus cyaneus* in relation to wind turbine proximity. *Irish Birds* 10: 143-150.
- GARCIA J. T. & B. E. ARROYO (2005): Food-niche differentiation in sympatric Hen *Circus cyaneus* and Montagu's Harriers *Circus pygargus*. *Ibis* 147: 144–154.
- GRÜNEBERG, C., R. DRÖSCHMEISTER, D. FUCHS, W. FREDERKING, B. GERLACH, M. HAUSWIRTH, J. KARTHÄUSER, B. SCHUSTER, C. SUDFELDT, S. TRAUTMANN & J. WAHL (2017): Vogelschutzbericht 2013 – Methoden, Organisation und Ergebnisse. *Naturschutz und Biologische Vielfalt Heft 157*, 230 S., Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz.
- GRÜNKORN, T., J. BLEW, T. COPPACK, O. KRÜGER, G. NEHLS, A. POTIEK, M. REICHENBACH, J. VON RÖNN, H. TIMMERMANN & S. WEITEKAMP (2016): Ermittlung der Kollisionsraten von (Greif)Vögeln und Schaffung planungsbezogener Grundlagen für die Prognose und Bewertung des Kollisionsrisikos durch Windenergieanlagen (PROGRESS). Schlussbericht zum durch das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) im Rahmen des 6. Energieforschungsprogrammes der Bundesregierung geförderten Verbundvorhaben PROGRESS, FKZ 0325300A-D.
- HANDKE, K., J. ADENA, P. HANDKE & M. SPRÖTGE (2004): Räumliche Verteilung ausgewählter Brut- und Rastvogelarten in Bezug auf vorhandene Windenergieanlagen in einem Bereich der küstennahen Krummhörn (Groothusen/Ostfriesland). *Bremer Beitr. Naturk. Naturschutz* 7: 11-46.
- HANDKE, K. & M. REICHENBACH (2007): Bird Impact Assessment for Penbreck Windfarm South Lanarkshire. 72 S. und Anhänge.
- HENSCHL, L. (1990): Über das Verhalten von Kornweihen (*Circus cyaneus*) am winterlichen Schlafplatz. *Mitt. Zool. Mus., Suppl. Ann. Orn.* 14, Berlin 66: 113-131.
- HÖTKER, H. (2017): Birds: displacement. In: PERROW, M. R. (Hrsg.): *Wildlife and Wind Farms, Conflicts and Solutions*. Vol. 1: Onshore: Potential Effects: 118-154.
- ICF INTERNATIONAL (2014): Altamont Pass Wind Resource Area Bird Fatality Study, Bird Years 2005–2012. M101. (ICF 00904.08.) Sacramento, CA. (http://www.altamontsrc.org/alt_doc/m101_apwra_2005_2012_bird_fatality_report.pdf).

- ILLNER, H. (2012): Kritik an den EU-Leitlinien „Windenergie-Entwicklung und NATURA 2000“, Herleitung vogelartspezifischer Kollisionsrisiken an Windenergieanlagen und Besprechung neuer Forschungsarbeiten. Eulen-Rundblick Nr. 62: 83-100.
- KLAASSEN, R., A. E. SCHLAICH, W. BOUTEN, C. BOTH & B. J. KOKS (2014): Eerste resultaten van het jaarrond volgen van Blauwe Kiekendieven broedend in het Oost-Groningse akkerland. Limosa 87: 135-148.
- MCCLUSKIE A., S. ROOS & A. SANSOM (2017): A circus of uncertainty: collision risk and hen harriers, *Circus cyaneus*. In: ANONYM (Hrsg.): Conference on Wind Energy and Wildlife Impacts, 6-8 Sept. 2017, Estoril, Portugal, Book of Abstracts: 70-71.
- MÖCKEL, R. & T. WIESNER (2007): Zur Wirkung von Windkraftanlagen auf Brut- und Gastvögel in der Niederlausitz (Land Brandenburg). Otis 15 (Sonderheft): 1-133.
- MÖLLER, B. (1995): Beobachtungen an Schlafplätzen überwinterner Kornweihen (*Circus cyaneus*) in der Hildesheimer-Peiner Lößbörde / Niedersachsen. Beitr. Naturkunde Niedersachsen 48: 66-71.
- O'DONOGHUE, B., T. A. O'DONOGHUE & F. KING (2011): The Hen Harrier in Ireland: Conservation Issues for the 21st Century. Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy, Vol. 111B: doi: 10.3318/BIOE.2011.07.
- PEARCE-HIGGINS, J. W., L. STEPHEN, R. H. W. LANGSTON, I. P. BAINBRIDGE & R. BULLMANN (2009): The distribution of breeding birds around upland wind farms. J. Appl. Ecol. 46: 1323-1331.
- SCHAUB, T. (2017a): Potential collision risk of harriers *Circus* spp. with wind turbines during breeding season derived from GPS tracking. Master Thesis, Groningen, Potsdam. 61 pp.
- SCHAUB, T. (2017b): Potenzielles Kollisionsrisiko von Weihen *Circus* spp. mit Windkraftanlagen während der Brutzeit: Ergebnisse aus acht Jahren GPS-Telemetrie. Vogelwarte 55: 330.
- SMALLWOOD, K. S. & C. THELANDER (2008): Bird Mortality in the Altamont Pass Wind Resource Area, California. The Journal of Wildlife Management 72: 215–223.
- STANEK, N. (2013): Dicing with Death? An evaluation of Hen Harrier (*Circus cyaneus*) flights and associated collision risk with wind turbines, using a new methodology. Master thesis, London.
- THERKILDSEN, O. R. & M. ELMEROS (2015): First year post-construction monitoring of bats and birds at wind turbine test centre Østerild. Scientific Report Danish Centre for Environment and Energy 133, 130 S.
- TRAXLER, A., S. WEGLEITNER, H. JAKLITSCH, A. DAROLOVÁ, A. MELCHER, J. KRIŠTOFÍK, R. JUREČEK, L. MATEJOVIČOVÁ, M. PRIVREL, A. CHUDÝ, P. PROKOP, J. TOMEČEK & R. VÁCLAV (2013): Untersuchungen zum Kollisionsrisiko von Vögeln und Fledermäusen an Windenergieanlagen auf der Parndorfer Platte 2007 – 2009, Endbericht. Unveröff. Gutachten: 1-98.
- WHITFIELD, D. P. & M. MADDERS (2006): A review of the impacts of wind farms on hen harriers *Circus cyaneus* and an estimation of collision avoidance rates. Natural Research Information Note 1 (revised). Natural Research Ltd, Banchory, UK.
- WILSON, M. W., D. FERNÁNDEZ-BELLON, S. IRWIN & J. O'HALLORAN (2017): Hen Harrier *Circus cyaneus* population trends in relation to wind farms. Bird Study 64: 20-29.

1.10. Wiesenweihe (*Circus pygargus*)

Schutzstatus / Gefährdung / Bestandssituation in Brandenburg:

- Anh. I EG-VSRL; streng geschützte Art gem. § 7 Abs. 2 Nr. 14 a BNatSchG i. Verb. m. Anhang A EG-VO 338/97; jagdbares Wild gem. § 2 BJagdG, ganzjährige Schonzeit
- RL D 2, RL BB 2
- Bestandsanteil BB an D: 12,5 %
- Innerhalb BB Bestandsanteil in SPA (Stand 2018): 35 %
- In D (Stand 2005-09) 470-550 Paare, davon 240-271 in SPA (GRÜNEBERG et al. 2017); mit Stand 2011-16 in D 430-450 Paare (RYSILAVY et al. 2020).
- BB 2015/16: 45-55 BP/Rev. (Rote Liste), nach Zunahme, vor allem durch gezielte Schutzmaßnahmen am Brutplatz (z. B. RYSILAVY 2005), derzeit stabil (MsB)
- EHZ: C (schlecht)

Gefährdung durch WEA:

- Bei Verrechnung verschiedener Kollisions-Indizes stufen SPRÖTGE et al. (2018) das Mortalitätsrisiko bei der Wiesenweihe an WEA als „hoch“ ein.
- Fundkartei:
 - 4 Brutvögel und 3 Jungvögel als Schlagopfer in D dokumentiert, 3 weitere mögliche Fälle mit nicht sicher bestimmbarer Todesursache (Anflugtrauma an WEA oder Kfz. im WP)
 - 45 weitere Fundmeldungen aus Frankreich davon 26 aus dem WP d'Aumelas/Hérault (u. a. BOUZIN 2013, P. Boudarel schriftl.), 26 aus Spanien, 7 aus Portugal (BERNARDINO et al. 2012), 2 aus den Niederlanden und 1 aus Österreich bekannt.
 - 4 Funde (4,0 ad.) A/M April, 23 Funde (davon 14,5 +2 ad., 1,0 subad.) E April bis A Juni, 30 Funde (davon 6,3 ad., 6 juv., 2,0 subad.) von E Juni bis A. August, 11 Funde (davon 3,0 ad., 4 juv.) von M. August bis E Oktober.
 - Jungvogelanteil unter Kollisionsopfern gering 20,4 % (n=49), Anteil adulter Männchen hoch (76,5 %, n=34).
 - Beobachtung und Videodokumentation einer Beinahekollision eines Brutvogels beim Thermikkreisen (NI, R. BAUM) sowie Fotodokumentation der Kollision eines Jungvogels (NI, H. UHLENKOTT & W. von GRAEFE), ausgelöst durch Interaktion mit einem Turmfalken.
 - aufgegebenes Gelege im WP Falkenberg/Hellberge (TF, K.-D. GIERACH, 2010) nach nicht aufgeklärtem Verlust des ♂
- Im WP Calle (NI) verunglückten in zwei unterschiedlichen Jahren ein ♂ (Brutvogel) an einer etwa 600 m vom Nest entfernten WEA und ein flügger Jungvogel an derselben, in diesem Jahr 830 m vom Nest entfernten WEA. Die WEA befand sich in einem Bereich, in dem die Weihen zuvor jagten. Beobachtet wurden sowohl Überflüge als auch Thermikkreisen in dieser und auch größerer Entfernung zum Brutplatz (D. SIEMERS & H. ECKERT-HOMANN schriftl. Mitt.). Ein weiterer Jungvogel verunglückte drei Wochen nach dem Ausfliegen an einer 430 m vom Brutplatz entfernten WEA im WP Berdumer Großeriege (NI) bei spielerischen Interaktionen mit zwei Turmfalken (W. VON GRAEFE & H. UHLENKOTT schriftl. Mitt.). Im WP Friedrich-Wilhelm-Lübke-Koog / NF verunglückte ein ♂ (Brutvogel) zu Beginn der Brutzeit in 250 m Entfernung des Brutplatzes (B. GRAJETZKY, schriftl. Mitt.).
- Kollisionsrisiko besteht vor allem bei brutplatznahen Aktivitäten in größerer Höhe (Balz, Beuteübergaben, Feindabwehr; Flugübungen der juv.) und bei hohen Beutetransporten und Flügen ins Jagdgebiet, nicht jedoch bei dem niedrigen Jagdflug (u. a. JOEST et al. 2017).
- Beutetransporte aus über ca. 1 km entfernten Jagdgebieten meist in großen Höhen, wenn kein starker Gegenwind herrscht (H. ILLNER schriftl. Mitt.); Thermiksegeln tritt dabei häufig auf (KLAASSEN et al. 2014).

- An küstennahen Standorten hielten sich beide Geschlechter nach Sichtbeobachtungen zu ca. 90 % in Höhen <20 m auf, nur „Kreisen“, „Balzflüge“ und „Beuteübergabe“ regelmäßig in Höhen >20 m. Der Großteil der Flugaktivitäten in 20-100 m Höhe konzentriert sich im Radius bis 500 m um die Neststandorte (GRAJETZKY et al. 2008, 2010, GRAJETZKY & NEHLS 2017).
- Im Binnenland (Hellwegregion, NW) schätzte H. ILLNER (schriftl. Mitt.) im Jahr 2010 bei 17 Paaren in der Balzphase die Flughöhen im Umfeld des prospektiven Brutplatzes: Bei 994 protokollierten Flugminuten waren 26,5 % der Flüge im Höhenbereich 30 bis 120 m und 7,1 % der Flüge über 120 m hoch, also zu einem erheblichen Teil im Rotorbereich von WEA.
- Mit zeitlich und räumlich hochauflösender GPS-Telemetrie ermittelten SCHAUB (2017a, b) bzw. SCHAUB et al. (2019), im deutsch-niederländischen Grenzgebiet bei 24 ad. ♂♂ 7,1 % der Ortungen im mit 45-125 m definierten Rotorbereich von WEA. Im Mittel wurden 35 min. pro Tag in diesem Höhenbereich verbracht. Die Vögel näherten sich den WEA sign. seltener als zufällig zu erwarten wäre; diese Meidung war in Rotorhöhe besonders ausgeprägt. Ein Kollisionsmodell ergab ein geringes Kollisionsrisiko unter den gegebenen Bedingungen eines WP am Rande des Brutgebietes; ein zusätzlicher WP in dessen Kern könnte jedoch die Mortalität deutlich erhöhen und zum Bestandsrückgang führen.
- In einer Brutpopulation im Süden Spaniens verunglückten in neun Untersuchungsjahren 7,7 % der lokalen Wiesenweihen-Population (alle BP im Umkreis von 3 km um die WEA) tödlich an den WEA (MARTÍN et al. 2018).
- ARROYO et al. (2013) schätzten bei den Balzflügen an zahlreichen französischen Brutplätzen die Flughöhen: Anfangs- und Endpunkt der vertikalen Flugbalz lagen bei ♂♂ im Mittel in Höhen von 271 m bzw. 21 m und bei ♀♀ bei 213 m bzw. 60 m.
- Besondere ♀♀ (GPS) aus den Niederlanden, Frankreich und Dänemark flogen während der Brutsaison pro Tag im Mittel 101 km, ♂♂ aufgrund der geschlechtsspezifischen Arbeitsteilung sogar 217 km (SCHLAICH et al. 2017). Dass ♂♂ aus Frankreich dabei mit 92 km pro Tag deutlich unter jenen aus Dänemark und den Niederlanden liegen, könnte mit unterschiedlicher Habitatqualität und Nahrungsverfügbarkeit zusammenhängen (SCHLAICH et al. 2019).
- Angesichts so langer täglicher Flugzeiten von ♂♂, die ♀♀ und Jungvögel versorgen, sind relative Flughöhenverteilungen allein nicht geeignet für eine Gefährdungsprognose an WEA. Bei reinen Sichtbeobachtungen ist außerdem methodisch bedingt von einer deutlichen Unterschätzung der Zahl von Flügen in >100 m auszugehen (ILLNER & JOEST 2013).
- Im Projekt PROGRESS wurden 6 % der Flugaktivitäten in Rotorhöhe erfasst, die Masse jedoch darunter (n=81). Unter 68 beobachteten Flügen in WPs gab es 6 % Gefahrensituationen (GRÜNKORN et al. 2016).
- Ziehende Wiesen- und Steppenweihen in Israel flogen im Frühling ca. 400 m (50-800 m) hoch, im Herbst etwas höher (100-1.100 m) (Radaruntersuchungen). Die mittlere Steigerate in der Thermik von $1,53 \pm 0,75$ m/s zeigt, dass der Flughorizont schnell geändert werden kann (SPAAR & BRUDERER 1997).
- In südfranzösischen WP mit anfangs 11, am Ende 24 WEA wurde 2010 bis 2013 mind. wöchentlich nach Kollisionsopfern gesucht (BOUZIN 2013). Ein ♂ verunglückte an einer WEA <300 m von einer Brutkolonie (4 BP), vermutlich angelockt durch attraktive Jagdbedingungen (spärliche, teils auch fehlende Vegetation, 15 m Rotorabstand zum Boden). Mulchen der Vegetation im Radius von 50 m führte zwei Jahre später, als weitere WEA nur 500 m vom Brutgebiet entfernt errichtet wurden, wohl über Lockwirkung und bessere Fundbedingungen zu fünf weiteren Funden von Kollisionsopfern: 2 ♂♂ während der Revierbesetzung (Balz), 2 ♂♂ und 1 ♀ während der Brutzeit; mindestens eine Brut scheiterte aufgrund des Altvogelverlustes durch WEA-Kollision (BOUZIN 2013).

- Im selben WP (Parc éolin d'Aumelas I-III, Hérault) mit 31 WEA von 2013-2019 16 weitere Kollisionen. 2014 wurden einige WEA mit Vogelerkennungssystem DT-Bird ausgerüstet. Von 15 seitdem erfassten Kollisionen entfielen 13 auf WEA mit DT-Bird. In 6 Fällen wurden Wiesenweihen von der Erfassungssoftware nicht erfasst oder die Information falsch verarbeitet; in 7 Fällen wurden sie registriert, jedoch ließen sich die Kollisionen nicht verhindern, 1 x beeinflusst durch schlechte Sichtbedingungen. Reaktionen der W. auf ein abgegebenes Akustiksignal waren zu schwach oder erfolgten zu spät. Brutversuche und Bruten in z. T. sehr geringen Distanzen zu WEA (auch <100 m) deuten auf ein zu geringes Zeitfenster für die technische Steuerung der WEA hin. Alters- und Geschlechtsverhältnis: 3 x immat, 1 x ♂ 2. KJ, 1 x ♂ 3. KJ, 15 x ♂ adult, 2 x ♀ adult (P. BOUDAREL, briefl.).
- Das Kollisionsrisiko ist für D schwer zu beurteilen (bisher kein Totfundmonitoring in einem deutschen Wiesenweihen-Brutgebiet bekannt). Die o. g. Funde, vor allem die aus Südfrankreich, sprechen für ein hohes Kollisionsrisiko an WEA in Brutgebieten. Dabei deuten die Beobachtungen von BAUM & BAUM (2011) auf ein größeres Risiko an höheren WEA nach Repowering hin.
- Die Funddatei zeigt, dass die nach § 45b BNatSchG mögliche Abschaltung von WEA für 4-6 Wochen zwischen 01. März und 31. August nur eingeschränkt Verluste verhindern kann. Das bestmögliche vierwöchige Zeitfenster deckt nur 33,3 % der bisherigen Verluste ab; bei sechs Wochen wären es ebenfalls nur 33,3 % (DÜRR & SCHAEFER 2024).

Lebensraumentwertung:

- In SH konzentrieren sich die Brutplätze in den Räumen mit den höchsten WEA-Dichten; Horstabstände hier zwischen 76 und 890 m zu WEA (GRAJETZKY et al. 2008, 2010a), keine Hinweise auf Meidung bei der Jagd und bei der Brutplatzwahl, beides stattdessen hauptsächlich in Abhängigkeit von geeigneten Strukturen (GRAJETZKY & NEHLS 2017).
- Auch in BB mind. eine (erfolgreiche) Brut in einem WP (K.-D. GIERACH in SCHARON 2008).
- Bei 75 Bruten in SW-Brandenburg (2013-2018) ließ sich im Vergleich mit Zufallspunkten weder eine Präferenz noch eine Meidung von WEA erkennen (LÜTH 2019).
- In der Hellwegbörde (NRW) zeigte sich hingegen eine tendenzielle Meidung und Abnahme nach Errichtung von Windparks (JOEST et al. 2008, 2017): keine Bruten innerhalb von Windparks, Mindestabstände zu WEA 170 – 590 m, Median 500 m (JOEST & RASRAN 2010). Kolonien waren im Mittel weiter entfernt von WEA und anderen Vertikalstrukturen als Einzel-Brutplätze (JOEST et al. 2017). Nach BERGEN et al. (2012) waren im selben Gebiet Neststandorte bzw. Koloniemittelpunkte (n=75) und Zufallspunkte nicht signifikant unterschiedlich von WEA entfernt.
- In sieben von der W. besiedelten Feldfluren, in denen WPs errichtet wurden, fanden danach nur noch einzelne Bruten in Entfernungen von durchschnittlich (Median) 500 m zur nächsten WEA statt und keine Bruten innerhalb geschlossener WPs, was als Hinweis gewertet wird, dass durch räumliche Trennung von Brutgebieten und WEA Konflikte vermieden werden können (JOEST et al. 2010). In späteren Jahren fanden einzelne Bruten in oder am Rand eines WP statt; dort wurden mehrfach gefährliche Annäherungen und Beinahe-Kollisionen der ad. beobachtet (H. ILLNER schriftlich).
- Bei der Nahrungssuche dagegen und für Ruhephasen können WPs eine Lockwirkung auf Wiesenweihen ausüben (BAUM & BAUM 2011), verstärkt evtl. in nahrungsarmen Landschaften.

- Gegensätzliche Ergebnisse aus Spanien: Eine Kolonie in Galizien schrumpfte von 7-8 Paaren auf eins nach Errichtung eines WP im Brutgebiet (VAZQUEZ 2012), eine andere Population von 18-28 Brutpaaren zeigte trotz 7 Kollisionsverlusten keinen Rückgang (HERNANDEZ et al. 2012), allerdings brüteten die W. nach der Errichtung der WEA häufiger in Kolonien. Da die Nester generell abseits von Wegen gebaut wurden und mit der Errichtung von WPs neue Wege angelegt worden waren, kann dies indirekt zu einer Verlagerung und Konzentration der Brutplätze geführt haben (HERNÁNDEZ-PLIEGO et al. 2015).
- Nach ILLNER (2017c) ist es auffällig, dass die Bundesländer mit deutlich abnehmenden Brutpopulationen hohe Dichten von WEA haben, Länder mit deutlich zunehmenden Populationen hingegen geringe. Ursächlich werden Kollisionsverluste von Altvögeln und Habitatverluste infolge von Störwirkungen diskutiert (s. auch Zusammenfassung zum 11. Niedersächsischen Wiesenweihenworkshop: <http://www.abu-naturschutz.de/nachrichten/3666-11-niedersaechsischer-wiesenweihen-workshop.html>).
- In einem Verbreitungszentrum im Landkreis UM (bis zu 7 Paare) erfolgte im Winter 2008/09 Verdichtung des WP Groß Pinnow von 4 kleinen WEA um 17 leistungsfähigere WEA auf den vorherigen Brutflächen. 2009 dort nur noch 1 von 2 BP, 2010 nur noch 1 Paar ohne Brutnachweis, 2011 bis 2013 gar keine Beobachtungen mehr (HAFERLAND mdl. Mitt., MÜLLER mdl. Mitt., KK-REGIOPLAN 2013). In der benachbarten Teilfläche Groß Woltersdorf führte die Inbetriebnahme von 5 kleineren WEA im Dezember 2004 nicht zu einer Aufgabe der Brutreviere im Radius von 300 bis 2.300 m um den WP. Im nicht durch WEA überbauten Gebiet Hohenselchow stieg der Bestand von 1 BP (2007, 2008) auf 3 BP + 1 Revierpaar 2009 und blieb danach stabil (2010 3 BP, 2011 2 BP, 2012 3 BP) (SCHELLER & SCHWARZ 2008, 2011).
- Wiesenweihenbrutplätze im Landkreis UM (BB) waren im Mittel 2.200 m von WEA entfernt (n=10, SCHELLER & SCHWARZ 2011), nur ausnahmsweise 100 m. Der zweitnaheste Brutplatz mit 290 m Entfernung (2008) zählt nicht, da die WEA erst im März 2009 anliefe.
- KLAMMER (2013) erwähnt drei erfolglose Bruten mit Abstand < 1.000 m zu WEA (ø 240 m, Min. 170 m) im WP Gerbstedt (ST), deren Verlust mit Prädation (Dachs) begründet wird.
- Nach BOLDT & NIEMEYER (2016) wird das letzte Dichtezentrum der W. in NI zunehmend von WEA überlagert. Ob sich der Bestandsabfall des Jahres 2016 fortsetzt, werden die nächsten Jahre zeigen.
- In einer deutschlandweiten Analyse ermittelten BUSCH et al. (2017) für etwa 13 % der aktuellen Wiesenweihenlebensräume ein Störpotenzial durch die derzeit bestehenden Windkraftanlagen (gemessen an Überlappung von Brutverbreitung und Verteilung der WEA, Ausbaustand 2015). Dabei sind etwa 14 % der deutschen Brutpopulation betroffen.

Aktionsraum:

- In Brutphase zwischen 341-1.516 ha (95 % Kernel, ♂♂ >> ♀♀, GRAJETZKY & NEHLS 2017) und 10.150 ha (GUIXÉ & ARROYO 2011). In der Nestlingsphase schwankte die Zahl von ♂♂ besuchter 1 ha-Quadrate zwischen knapp 800 und rund 1450 (VAN LAAR 2014). Kerngebiete (50 % Kernel) bei GRAJETZKY & NEHLS (2017) deutlich kleiner (41-252 ha), MCP deutlich größer (522-4.169 ha).
- Weite Nahrungsflüge der ♂♂ bis > 8 km (u. a. Beobachtungen H. LANGE, J. BECKER, S. MÜLLER, H. ILLNER) und sogar bis 15,5 km (GRAJETZKY & NEHLS 2017) und 21 km (bzw. regelmäßig >10 km, GUIXÉ & ARROYO 2011).

- Die Jagdgebiete von drei ♂♂ mit juv. im Nest in der Hellwegregion (NW) waren vom 2. bis 23. Juli nach erster Auswertung rund 63, 80 und 80 km² und bei einem ♀ mit juv. im Nest rund 42 km² groß (GSM/GPS-Telemetrie). Unter Einbeziehung späterer Ortungen dürften die Aktionsräume während der Jungenaufzucht noch etwas größer sein. Einige Wochen nach dem Ausfliegen der Juv. werden die Aktionsräume nochmals deutlich größer, und es findet meist eine Verlagerung nach Süden auf die Kammlagen des Haarstranges statt (ILLNER 2017a und schriftl. Mitt.).
- Bei 14 GPS-telemetrierten ♂♂ in den Niederlanden variierte die Größe der Homeranges in der Reproduktionszeit im selben Lebensraum aufgrund unterschiedlicher Raumnutzungsstrategien um das Fünffache. Jährliche Unterschiede der Mittelwerte und auch einzelner ♂♂ waren korreliert mit den Wühlmausdichten. Daher ist es schwierig zu sagen, wie groß ein „typisches“ Homerange ist (KLAASSEN et al. 2019).
- In extensiv genutzten Gebieten in Ostpolen wurden mit Hilfe von GPS-Loggern (n=50 Ind.) rel. große Jagdgebiete gefunden: 67,3 ± 42,3 km² bei den ♂♂, aber nur 4,9 ± 6,1 km² bei den ♀♀. Jagdgebiete der ♂♂ in den Kolonien überschneiden sich um 40 % und die Gebiete in aufeinanderfolgenden Brutsaisons der einzelnen ♂♂ um 61 %. ♂♂ legten täglich Jagddistanzen von 94,5 km und ♀♀ 45,3 km zurück, wobei die Distanz vom Nest im Laufe der Saison grundsätzlich zunahm. Die Ind. jagten im Mittel bis 3,5 km und max. bis 35 km vom Nest entfernt. Bei Ind. mit Bruterfolg waren die täglichen Jagddistanzen länger, aber die Jagdgebiete kleiner (KRUPIŃSKI et al. 2021).
- Die Erstbrut von ♂♂ im mainfränkischen Verbreitungsschwerpunkt lag nach genetischen Untersuchungen durchschnittlich 15 km vom Schlupfort entfernt, bei ♀♀ 22 km; 41,2 % der ♂♂ und 29,4 % der ♀♀ siedelten sich in einer Entfernung von ≤10 km an. Eine mittlere Rückkehrate der Jungvögel von 4 % (♂♂ 4,9 %, ♀♀ 2,9 %) wird von der Autorin aufgrund der Methode für unterschätzt gehalten. Bei den ad. ♂♂ lagen die Nestdistanzen zwischen zwei Jahren bei 1,7-2,9 km, bei den ad. ♀♀ bei 6,4 km (JANOWSKI 2017). Die Ergebnisse unterstreichen bei dieser schwer über Abstandskriterien zu fassenden Art die Empfehlung der LAG VSW (2014) Dichtezentren insgesamt unabhängig von der Lage der aktuellen Brutplätze zu berücksichtigen.
- In Spanien blieben im Rahmen einer GPS-GSM-Studie die ♂♂ die ganze Saison über in ihrem Brutgebiet, wobei sich die Aktivitätszentren mehr als bei den ♀♀ verlagerten. Die ♀♀ vergrößerten ihren Aktionsraum in der zweiten Hälfte des Nestlingsstadiums signifikant und unternahmen nach dem Flüggewerden oder auch nach Brutverlust lange Erkundungsflüge bis zu 250 km Entfernung (BERGER-Geiger et al. 2022).

Abstandsregelungen:

TAK BB

Schutzbereich 1 km zu regelmäßig genutzten Brutplätzen in Verbreitungszentren gemäß Karte des LUGV neu nach AGW-Erlass (BB) 2023:
 Nahbereich: Brutgebiete entsprechend Karte (Anlage 1.1), außerhalb davon 400 m
 Zentraler Prüfbereich: 500 m
 Erweiterter Prüfbereich: 2.500 m (beides außerhalb der Brutgebiete nach Anlage 1.1)

BNatSchG (2022)

Nahbereich: 400 m
 Zentraler Prüfbereich: 500 m
 Erweiterter Prüfbereich: 2.500 m

LAG VSW (2007)

Tabubereich 1 km
 Prüfbereich 6 km

LAG VSW (2014)

MA 1 km + Dichtezentren generell
 PB 3 km

Bemerkungen:

- Bei der Wiesenweihe gibt es regelmäßig besetzte Brutgebiete, aber auch unstete Einzelbrutplätze. Bei hoher Siedlungsdichte kann es zu kolonieartigem Brüten kommen, etwa in Bayern oder in Frankreich. In NI werden jene Bereiche als national bedeutend eingestuft, in denen die Art regelmäßig, d. h. in mindestens drei von fünf Jahren, als Brutvogel nachgewiesen werden konnte (BEHM & KRÜGER 2013). In BB ist eine Gebietskulisse der regelmäßig besetzten Schwerpunktgebiete Teil des Windkrafterlasses (http://www.lugv.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.3310.de/wiesenweihe_spa_karte.pdf).
- Im Sommer kann es zur Bildung von Schlafplätzen kommen. So wurden in den Belziger Landschaftswiesen (BB) bis zu 18 W. registriert, wohl vor allem aus dem lokalen Brutbestand (zusammen mit >100 Rohrweihen), ebenso im Havelländischen Luch (RYSILAVY 2000 und unveröff.). In der westfälischen Hellwegregion befinden sich die spätsommerlichen, über mehrere Jahre belegten Gemeinschafts-Schlafplätze (bis >30 W.) weniger in den Brutgebieten der Tieflagen als in den höheren Lagen am Übergang zu den Mittelgebirgen (H. ILLNER schriftl. Mitt.). Sie werden auch von W. aus nördlicheren Brutgebieten besucht (TRIERWEILER et al. 2014).
- In der Hellwegregion sind größere, (nahezu) alljährlich besetzte sommerliche Gemeinschafts-Schlafplätze von Weihen in der Regel weiter als 900 m von WPs und kleinere, nicht alljährlich besetzte Plätze meist mehr als etwa 450 m vom nächsten WP bzw. einzelnen WEA entfernt. Dies deutet auf ein ausgeprägtes Meideverhalten von Weihen an Schlafplätzen zu Windparks und ein mäßiges zu einzelnen WEA hin (ILLNER 2017b).
- Über mehrere Jahre besetzte, traditionelle Gemeinschafts-Schlafplätze sollten planerisch berücksichtigt werden, sofern sie nicht ohnehin mit den Brutplätzen zusammenfallen (LAG VSW 2014).

Quellen:

- ARROYO, B., F. MOUGEOT, & V. BRETAGNOLLE (2013). Characteristics and sexual functions of sky-dancing displays in a semi-colonial raptor, the Montagu's Harrier (*Circus pygargus*). *Journal of Raptor Research* 47:185–196.
- BAUM, R. & S. BAUM (2011): Wiesenweihe in der Falle. *Falke* 58: 230-233.
- BEHM, K. & T. KRÜGER (2013): Verfahren zur Bewertung von Vogelbrutgebieten in Niedersachsen. 3. Fassung, Stand 2013. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 33 (2): 55-69.
- BERGEN, F., L. GAEDICKE, K.-H. LOSKE & C. H. LOSKE (2012): Modellhafte Untersuchungen zu den Auswirkungen des Repowerings von Windenergieanlagen auf verschiedene Vogelarten am Beispiel der Hellwegbörde. Gutachten im Auftrag von Erneuerbar und Effizient e. V., 233 S. + Anlagen.
- BERGER-GEIGER, B., G. HEINE, A. KUMARASWAMY & C. G. GALIZIA (2022): Changing places: spatial ecology and social interactions of female and male Montagu's Harrier (*Circus pygargus*) in the Spanish Extremadura. *J. Ornithol.* 163: 165-179.
- BERNARDINO, J., H. ZINA, I. PASSOS, H. COSTA, C. FONSECA, M. J. PEREIRA & M. MASCARENHAS (2012): Bird and bat mortality at Portuguese wind farms, 5 pp. Conference Proceedings "Energy Future - The Role of Impact Assessment", 2nd Annual Meeting of the International Association for Impact Assessment 7 May, 1 June 2012, Centro de Congresso da Alfândega, Porto, Portugal (www.iaia.org).
- BOLDT, L. & F. NIEMEYER (2016): Wiesenweihenschutz in der Diepholzer Moorniederung. 11. Niedersächsischer Wiesenweihen-Workshop. http://www.nlwkn.niedersachsen.de/naturschutz/staatliche_vogelschutzwaerte/aktuelle_s_zu_vogelarten/11-niedersaechsischer-wiesenweihen-workshop-der-staatlichen-vogelschutzwaerte-45028.html
- BOUZIN, M. (2013): Reproduction et mortalité du Busard cendré sur un parc éolien du sud de la France. LPO Hérault (<http://rapaces.lpo.fr/sites/default/files/busards/1650/reproduction-et-mortalite-du-busard-cendre-sur-un-parc-eolien-du-sud-de-la-france-et-annexe.pdf>).

- BUSCH, M., S. TRAUTMANN & B. GERLACH (2017): Overlap between breeding season distribution and wind farm risks: A spatial approach. *Vogelwelt* 137: 169-180.
- DÜRR, T. & J. SCHAEFER (2024): *Vogelverluste an Windenergieanlagen: Auswertung der zentralen Funddatei für Deutschland zur Phänologie der Verluste*. *Otis* 31: 163-166.
- GRAJETZKI, B. (2010): Greifvögel und Windkraftanlagen: Problemanalyse und Lösungsvorschläge. Teilprojekt Wiesenweihe. Vortrag im Rahmen der Abschlusstagung zum Forschungsvorhaben am 08.11.2010 in Berlin.
- GRAJETZKY, B., M. HOFFMANN & G. NEHLS (2008): Montagu's Harriers and wind farms: Radio telemetry and observational studies. In: HÖTKER, H. (Hrsg.): *Birds of Prey and Windfarms: Analysis of Problems and Possible Solutions*, S. 31-38. Doc. Intern. Workshop Berlin 21.-22.10.2008.
- GRAJETZKY, B., M. HOFFMANN & G. NEHLS (2010): BMU-Projekt Greifvögel und Windkraft. Teilprojekt Wiesenweihe. Telemetrische Untersuchungen. Abschlusstagung des Projektes „Greifvögel und Windkraftanlagen: Problemanalyse und Lösungsvorschläge“ am 08.10.2010 (http://bergenhusen.nabu.de/imperia/md/images/bergenhusen/bmuwindkraftundgreifw_ebsite/wiesenweihe_telemetrie_grajetzky.pdf).
- GRAJETZKY B. & G. NEHLS (2017): Telemetric Monitoring of Montagu's Harrier in Schleswig-Holstein. In: HÖTKER, H., O. KRONE & G. NEHLS (eds.): *Birds of Prey and Wind Farms: Analysis of Problems and Possible Solutions*. Springer: 97-148.
- GRÜNEBERG, C., R. DRÖSCHMEISTER, D. FUCHS, W. FREDERKING, B. GERLACH, M. HAUSWIRTH, J. KARTHÄUSER, B. SCHUSTER, C. SUDFELDT, S. TRAUTMANN & J. WAHL (2017): *Vogelschutzbericht 2013 – Methoden, Organisation und Ergebnisse*. *Naturschutz und Biologische Vielfalt Heft 157*, 230 S., Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz.
- GRÜNKORN, T., J. BLEW, T. COPPACK, O. KRÜGER, G. NEHLS, A. POTIEK, M. REICHENBACH, J. VON RÖNN, H. TIMMERMANN & S. WEITEKAMP (2016): Ermittlung der Kollisionsraten von (Greif)Vögeln und Schaffung planungsbezogener Grundlagen für die Prognose und Bewertung des Kollisionsrisikos durch Windenergieanlagen (PROGRESS). Schlussbericht zum durch das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) im Rahmen des 6. Energieforschungsprogrammes der Bundesregierung geförderten Verbundvorhaben PROGRESS, FKZ 0325300A-D.
- GUIXÉ, D. & B. ARROYO (2011): Appropriateness of Special Protection Areas for wide-ranging species: the importance of scale and protecting foraging, not just nesting habitats. *Animal Conservation* 14: 391-399.
- HERNÁNDEZ, J., M. DE LUCAS, A.-R. MUÑOZ & M. FERRER (2012): Effects of wind farms on a Montagu's Harrier (*Circus pygargus*) population in Southern Spain. *Congreso Ibérico sobre Energía eólica y Conservación de la fauna*. Libro de Resúmenes: 96.
- HERNÁNDEZ-PLIEGO, M. DE LUCAS, A.-R. ROMÁN-MUÑOZ & M. FERRER (2015): Effects of wind farms on Montagu's harrier (*Circus pygargus*) in southern Spain. *Biol. Cons.* 1912: 452-458.
- ILLNER, H. (2017a): Besenderte westfälische Wiesenweißen auf dem Weg nach Afrika und im Brutgebiet. <http://www.abu-naturschutz.de/nachrichten/4031-westfaelische-wiesenweihe-auf-dem-weg-nach-afrika-und-im-brutgebiet.html>, Stand 06.09.2017.
- ILLNER, H. (2017b): *Weißen-Schlafplätze im Bereich Ense-Ruhne und der Einfluss von Windenergieanlagen (WEA)*. Unveröff. Stellungnahme gegenüber der UNB Landkreis Soest, 12. S.
- ILLNER, H. (2017 c): *Brutbestände der Wiesenweihe *Circus pygargus* und Nestschutz-Maßnahmen in Deutschland 2003 bis 2014*. *Vogelwelt* 137: 305-317.
- ILLNER, H. & R. JOEST (2013): Stellungnahme zu: Modellhafte Untersuchungen zu den Auswirkungen des Repowerings von Windenergieanlagen auf verschiedene Vogelarten am Beispiel der Hellwegbörde (<http://abu-naturschutz.de/nachrichten/2290-kritik-an-repoweringstudie.html>).
- JANOWSKI, S. (2017): *Mikrosatelliten-Analyse zur Brutbiologie und Populationsgenetik der Wiesenweihe (*Circus pygargus* Linnaeus, 1758)*. Diss. Uni Heidelberg, 222 S.

- JOEST, R., L. RASRAN, K.-M. THOMSEN (2008): Are breeding Montagu's Harriers displaced by wind farms? In: HÖTKER, H. (Hrsg.): Birds of Prey and Windfarms: Analysis of Problems and Possible Solutions, S. 39-43. Doc. Intern. Workshop Berlin 21.-22.10.2008.
- JOEST, R. & L. RASRAN (2010): Auswirkungen von Windenergieanlagen auf Bestand und Nistplatzwahl der Wiesenweihe in der Hellwegbörde und in Nordfriesland. Abschlussstagung des Projektes „Greifvögel und Windkraftanlagen: Problemanalyse und Lösungsvorschläge“ am 08.10.2010 http://bergenhusen.nabu.de/imperia/md/images/bergenhusen/bmuwindkraftundgreifw_bsite/habitatwahl_von_joest.pdf.
- JOEST, R., B. GRIESENBRÖCK & H. ILLNER (2010): Auswirkungen von Windenergieanlagen auf den Bestand und die Nistplatzwahl der Wiesenweihe *Circus pygargus* in der Hellwegbörde, Nordrhein-Westfalen. BMU-Projekt „Greifvögel und Windkraftanlagen: Problemanalyse und Lösungsvorschläge“. Teilprojekt Wiesenweihe. (http://abu-naturschutz.de/images/WEA_Mai_2010.pdf).
- JOEST, R., B. GRIESENBRÖCK & H. ILLNER (2017): Impacts of Wind Turbines on the Population and Nest Site Selection of the Montagu's Harrier in the Hellweg Börde, North Rhine-Westphalia. In: Hötker, H., O. Krone & G. Nehls (eds.): Birds of Prey and Wind Farms: Analysis of Problems and Possible Solutions. Springer: 149-196.
- KK-RegioPlan (2013): FFH-Verträglichkeitsprüfung für das Natura 2000 Gebiet VS-Gebiet Nr. 7016 „Randow-Welse-Bruch“. Erweiterung des Windeignungsgebietes Nr. 04 „Groß Pinnow“. Unveröff. Gutachten im Auftr. Denker & Wulf AG, Eberswalde, 34 S.
- KLAASSEN, R., A. SCHLAICH, M. FRANKEN, W. BOUTEN & B. KOKS (2014): GPS-loggers onthullen gedrag Grauwe kiekendieven in Oost-Groningse akkerland. De Levende Natuur 115: 61-66.
- KLAASSEN, R. H. G., A. E. SCHLAICH, C. BOTH, W. BOUTEN & B. J. KOKS (2019): Individual variation in home range size reflects different space use strategies in a central place foraging raptor bird. In: SCHLAICH, A. E. (2019) (ed.): Migrants in double jeopardy. Ecology of Montagu's Harriers on breeding and wintering grounds: 113-133. PhD thesis, 223 S.
- KLAMMER, G. (2013): Der Einfluss von Windkraftanlagen auf den Baumfalken (& andere Greifvögel und Eulen). Vortrag Tagung Greifvögel und Eulen, März 2013, Halberstadt.
- KRUPIŃSKI, D. D. KOTOWSKA, M. R. RECIO, M. ŻMIHORSKI, P. OBŁOZA & P. MIRSKI (2021): Ranging behaviour and habitat use in Montagu's Harrier *Circus pygargus* in extensive farmland of Eastern Poland. J. Ornithol. 162: 325-337.
- LÜTH, E. (2019): Der Schutz der Wiesenweihe (*Circus pygargus*) in Agrarlandschaften am Beispiel Südwest-Brandenburgs (2013-2018) - Die Bedeutung von Landschaftsstruktur und Nutzung für die Nistplatzwahl. Masterarbeit, Uni Potsdam, 51. S.
- MARTÍN, B., C. PEREZ-BACALU, A. ONRUBIA, M. DE LUCAS & M. FERRER (2018): Impact of wind farms on soaring bird populations at a migratory bottleneck. Europ. J. Wildlife Research 64 (<https://doi.org/10.1007/s10344-018-1192-z>).
- RYSLAVY, T. (2000): Herausragender Massenschlafplatz von Rohr- und Wiesenweihen im Europäischen Vogelschutzgebiet (SPA) Belziger Landschaftswiesen im Jahr 1999. Natursch. Landschaftspfl. Brandenb. 9: 136-139.
- RYSLAVY, T. (2005): Prädation bei Brutten der Wiesenweihe *Circus pygargus* in Brandenburg. Vogelwelt 126: 381-384.
- SCHARON, J. (2008): Auswirkungen des Windparks Dahme/Mark (Kreis Teltow-Fläming) auf die Avifauna. Gutachten, 42 S.
- SCHAUB, T. (2017a): Potential collision risk of harriers *Circus* spp. with wind turbines during breeding season derived from GPS tracking. Master Thesis, Groningen, Potsdam. 61 pp.
- SCHAUB, T. (2017b): Potenzielles Kollisionsrisiko von Weihen *Circus* spp. mit Windkraftanlagen während der Brutzeit: Ergebnisse aus acht Jahren GPS-Telemetrie. Vogelwarte 55: 330.

- SCHAUB, T., R. H. G. KLAASSEN, W. BOUTEN, A. E. SCHLAICH & B. J. KOKS (2019): Collision risk of Montagu's Harriers *Circus pygargus* with wind turbines derived from high-resolution GPS tracking. Ibis doi: 10.1111/ibi.12788.
- SCHELLER, W. (2010): Windfeld Hohenselchow. Ergebnisse und Bewertung der Brutvogelkartierung 2008. Salix Kooperationsbüro für Umwelt- und Landschaftsplanung, Teterow., Unveröff. Gutachten im Auftr. Enertrag AG, Schenkenberg, 9 S.
- SCHELLER, W. & R. SCHWARZ (2008): Monitoring von Wiesenweihenbrutplätzen in der Ackerlandschaft zwischen Randow-Welse und Oder, Brutplätze 2007. Salix Kooperationsbüro für Umwelt- und Landschaftsplanung, Teterow., Unveröff. Gutachten im Auftr. Uckerwerk Energietechnik GmbH, 8 S.
- SCHELLER, W. & R. SCHWARZ (2011): Monitoring von Wiesenweihenbrutplätzen in der Ackerlandschaft zwischen Randow-Welse und Oder, Brutplätze 2009 und 2010. Salix Kooperationsbüro für Umwelt- und Landschaftsplanung, Teterow, Unveröff. Gutachten im Auftr. Enertrag AG, Schenkenberg 11 S.
- SCHLAICH, A. E., W. BOUTEN, V. BRETAGNOLLE, H. HELDBJERG, R. H. G. KLAASSEN, I. H. SØRENSEN, A. VILLERS & C. BOTH (2017): A circannual perspective on daily and total flight distances in a long-distance migratory raptor, the Montagu's Harrier, *Circus pygargus*. Biology Letters 13: 20170073. <http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2017.0073>.
- SCHLAICH, A. E., W. BOUTEN, V. BRETAGNOLLE, H. HELDBJERG, R. H. G. KLAASSEN, I. H. SØRENSEN, A. VILLERS & C. BOTH (2019): A circannual perspective on daily and total flight distances in a long-distance migrator, the Montagu's Harrier *Circus pygargus*. In: SCHLAICH, A. E. (2019) (ed.): Migrants in double jeopardy. Ecology of Montagu's Harriers on breeding and wintering grounds: 99-111. PhD thesis, 223 S.
- SPAAR, R. & B. BRUDERER (1997): Migration by flapping or soaring: flight strategies of Marsh, Montagu's and Pallid Harriers in southern Israel. Condor 99: 458-469.
- SPRÖTGE, M., E. SELLMANN & M. REICHENBACH (2018): Windkraft Vögel Artenschutz. Ein Beitrag zu den rechtlichen und fachlichen Anforderungen in der Genehmigungspraxis. Books on demand, Norderstedt, 229 S.
- TRIERWEILER C., R. H. G. KLAASSEN, R. H. DRENT, K.-M. EXO, J. KOMDEUR, F. BAIRLEIN & B. J. KOKS (2014): Migratory connectivity and population-specific migration routes in a long-distance migratory bird. Proc. R. Soc. B 20132897.
- VAN LAAR, M. (2014): Relationship between home range size and diet in the Montagu's Harrier *Circus pygargus*. Research report. Animal Ecology, University of Groningen.
- VAZQUEZ, X. (2012): Conservación del aguilucho cenizo en parques eólicos en Galicia 147. Congreso Ibérico sobre Energía eólica y Conservación de la fauna. Libro de Resúmenes: 147.

1.11. Rohrweihe (*Circus aeruginosus*)

Schutzstatus / Gefährdung / Bestandssituation in Brandenburg:

- Anh. I EG-VSRL; streng geschützte Art gem. § 7 Abs. 2 Nr. 14 a BNatSchG i. Verb. m. Anhang A EG-VO 338/97; jagdbares Wild gem. § 2 BJagdG, ganzjährige Schonzeit
- RL D Ø, RL BB 3
- Bestandsanteil BB an D: 19 %
- Innerhalb BB Bestandsanteil in SPA (Stand 2018): 35 %
- In D (Stand 2005-09) 7.500-10.000 Paare, davon 2.314-2.502 in SPA (GRÜNEBERG et al. 2017); mit Stand 2016 in D 6.500-9.000 Paare (RYSILAVY et al. 2020).
- BB 2015/16: 1.400-1.600 Rev. (Rote Liste), abnehmend (MhB)
- EHZ: B (gut)

Gefährdung durch WEA:

- Fundkartei:
 - Bisher 50 Schlagopfer in D dokumentiert (8 aus BB), 28 ad. und 16 juv., davon 18 ad. von E März bis M Mai (Balz und Revierbesetzung) und 10 ad. von A Juli bis A September, imm. von A August bis M Oktober, 6 x Brutvögel und 4 x juv. von Getreidebruten in WPs,
 - hoher ♂-Anteil unter ad. (77,8 %, n=28), Jungvogelanteil 34,0 % (n=47), 6,4 % (n=3) im 2.KJ
 - fünf adulte ♂♂ aus BB 200 m (April), 500 m (Juli), 2 x 800 m (April, Juli), 950 m (April) von Brutplätzen entfernt verunglückt, ein ad. ♀ aus NI 200 m (April), ein ad. ♂ aus ST 4.000 m (Juli)
 - zwei imm. Vögel aus NI 80 bzw. 100 m, drei immature Vögel aus BB 815-1.770 m von Horststandorten entfernt verunglückt,
 - 38 Fundmeldungen aus anderen Ländern: Spanien (12), Frankreich (10), Niederlande (9), Österreich (3), Polen (2), Belgien (1) und Griechenland (1)
 - keine ausgeprägte Meidung von WEA
 - fehlende systematische Totfundsuche an Brutplatznahen Standorten
 - 67 % der Kollisionsoffer an deutschen WEA entfallen auf Altvögel (RESCH 2014), **aktualisiert (2024) 59,6 %**.
 - **10 Funde (31,2 %, n=32) an WEA mit Freiraum ≤30 m unterhalb der Rotorzone, 22 Funde (68,8 %) ≤50 m, 27 (84,4 %) ≤80 m, 30 (93,8 %) ≤100 m und 2x >100 m (101 m).**
- Im Nahbereich des Horstes regelmäßiger Aufenthalt in größerer Höhe durch Thermikkreisen, Balz, Nahrungsflüge von/zu entfernter gelegenen Nahrungsgebieten, Beuteübergabe und Feindabwehr (u. a. BAUM & BAUM 2011). STRASSER (2006) konnte die Art nicht in Entfernungsklassen <10 m zu WEA beobachten. Die meisten Flugaktivitäten (n=57, 1.189 Sekunden) wurden bodennah ≤20 m (92,3 %) bzw. in 21-62 m Höhe (7,1 %) registriert, nur eine Beobachtung in Rotorhöhe (1,8 %). OLIVER (2013) fand während der Brutzeit einen größeren Prozentsatz von Flügen in größerer Höhe als außerhalb derselben: In der Brutzeit waren 17,3 % der Flüge im Bereich 20-60 m und 30,9 % >60 m. In einem WP in BB entfielen 15,0 % der Flüge während der Brutzeit auf eine Höhe von etwa 80-150 m (DÜRR & RASRAN 2013). An westfälischen Brutplätzen v. a. in der Balzphase häufig hohe Flüge von 100 bis zum Teil weit über 300 m Höhe ähnlich wie bei der Wiesenweihe (H. ILLNER schriftl. Mitt.), **u. a. 380 m (BUNZEL-DRÜKE et al. 2025).**
- Jagdflüge meist bodennah und unterhalb des Gefahrenbereichs der Rotoren, aber eine Studie aus Österreich wies auch regelmäßige Flüge in Rotorhöhe nach (TRAXLER et al. 2013). In westfälischen Brutgebieten finden Beutetransporte aus über ca. 2 km entfernten Jagdgebieten meist in großen Höhen statt, vor allem bei Thermikwetter (H. ILLNER schriftl. Mitt.).

- Im niedersächsischen WP Pewsum-Groteland (AUR) mit 39 WEA (2015) bzw. 51 WEA nach Erweiterung und Repowering 2017 (29 m Freiraum unterhalb der Rotorzone) ergaben Untersuchungen der Univ. Oldenburg auf 1.000 ha (einschließlich 750 m Puffer um den WP) folgendes: 2015 8 BP+4 RP, 7 Bruten erfolgreich, 16 flügge Junge (FPZF=2,0); 2016 7 BP, 3 Bruten erfolgreich, 8 flügge Junge (FPZF=1,1); 2017 8 BP+1 RP, die 9 Nester bauten, 4 Bruten erfolgreich, 11 flügge Junge (FPZF=1,4). Stichprobenartige Kontrollen einzelner WEA und Zufallsfunde ergaben fünf Kollisionsverluste: 2015: während Nestbau ca. 200 m vom Nest ad. ♀ (Brut aufgegeben); weiteres ad. ♀ zum Ende der Bebrütungsphase ca. 190 m vom Nest entfernt; 2017: ad. ♀ während der Balz (betroffenes Revier wurde neu besetzt); 2 immat. etwa 4 Wochen nach dem Flüggewerden. Die WEA befanden sich 80 bzw. 100 m vom jeweiligen Nest entfernt. Einer der Jungvögel kollidierte mit der WEA beim Kreisen mit seinem Geschwister im Abwindbereich der Rotorzone. Das Kollisionsrisiko für Brutvögel war deutlich erhöht, wenn der Neststandort wenige hundert Meter von der nächstgelegenen WEA entfernt lag (C. GRANDE 2019 und briefl.).
- Verhaltensbeobachtungen im selben WP im LK Aurich von April bis August und Analysen nach dem Band-Modell führten zur Annahme eines Kollisionsrisikos pro Rotordurchflug von 11,2 % für ♂♂ und 12,1 % für ♀♀. Das Verhältnis von theoretisch 6 kollidierten ♂♂ zu 7 ♀♀ trotz geringerer Flugaktivität wird durch höheren Zeitanteil, den die ♀♀ in Rotorhöhe fliegen, und den Größenunterschied erklärt (GRANDE 2018). Dieses Geschlechtsverhältnis steht im Widerspruch zu den realen Fundzahlen der Verlustdatenbank (s. oben).
- In einer dänischen Studie flogen 31,9 % der Individuen in Rotorhöhe (THERKILDSEN & ELMEROS 2015).
- [In den Niederlanden flogen Rohrweihen 14 % der Flugzeit in der regional üblichen Rotorhöhe \(25-225 m\) \(BUIJ et al. 2022\).](#)
- Bei standardisierten Höhenschätzungen in MV lag die mittlere Flughöhe bei 61 m (Median 40 m, Max. 250 m, n=35 Beobachtungen) (SCHELLER & KÜSTERS 1999).
- Im Projekt PROGRESS wurden 12 % der Flugaktivitäten in Rotorhöhe erfasst, die Masse hingegen darunter (n=639). Unter 612 beobachteten Flügen in WPs gab es 3% Gefahrensituationen (GRÜNKORN et al. 2016).
- Mit zeitlich und räumlich hochauflösender GPS-Telemetrie ermittelte SCHAUB (2017a, b) im deutsch-niederländischen Grenzgebiet bei 3 ad. ♂♂ 3,3 % der Ortungen im mit 45-125 m definierten Rotorbereich von WEA. Im Mittel wurden 14 min. pro Tag in diesem Höhenbereich verbracht. Die Vögel näherten sich den WEA sign. seltener als zufällig zu erwarten wäre; diese Meidung war in Rotorhöhe besonders ausgeprägt. Ein Kollisionsmodell ergab ein geringes Kollisionsrisiko unter den gegebenen Bedingungen eines WP am Rande des Brutgebietes; ein zusätzlicher WP in dessen Kern könnte jedoch zum Bestandsrückgang führen.
- Ziehende Rohrweihen in Israel flogen im Frühling ca. 300 m (50-800 m) hoch, im Herbst etwa 500 m (100-1.200 m) hoch (Radaruntersuchungen). Die mittlere Steigerate in der Thermik von $1,72 \pm 0,7$ m/s zeigt, dass der Flughorizont schnell geändert werden kann (SPAAR & BRUDERER 1997).
- BUIJ et al. (2017) nutzen mit dem „Population Persistence Index“ einen neuen rechnerischen Ansatz zur Abschätzung der Folgen erhöhter Mortalität und schlussfolgern am Beispiel der Rohrweihe, dass bisherige Ansätze („1%-Modell“, Potential Biological Removal) die Folgen für eine Population erheblich unterschätzen.
- SCHIPPERS et al. (2020) stellten auf der Basis eines Populationsmodells fest, dass bei 1 % zusätzlicher Mortalität durch WEA eine Population innerhalb von 10 Jahren um 2-3 % sinkt. Bei 10 % zusätzlicher Mortalität läge der Rückgang bei über 25 %. Der prozentuale Einfluss auf die Population ist größer als der prozentuale Anstieg der Mortalität.

- Die Funddatei zeigt, dass die nach § 45b BNatSchG mögliche Abschaltung von WEA für 4-6 Wochen zwischen 01. März und 31. August nur eingeschränkt Verluste verhindern kann. Das bestmögliche vierwöchige Zeitfenster deckt 36,8 % der bisherigen Verluste in den vorgegebenen sechs Monaten ab; bei sechs Wochen wären es 42,1 %; bei Bezug auf zwölf Monate jeweils noch weniger (DÜRR & SCHAEFER 2024).

Lebensraumentwertung:

- Bei Nahrungssuche kaum Meidung von WEA erkennbar, auch innerhalb von WP ohne Reaktionen auf Rotorbewegungen (BERGEN 2001, STRASSER 2006, MÖCKEL & WIESNER 2007, BERGEN et al. 2012).
- Brutplätze bis minimal 175 m an WEA; dichteres Brutplatzpotenzial wurde nicht genutzt; Beeinflussung der Brutplatzwahl durch WEA ab 200 m nicht statistisch signifikant nachgewiesen (kleiner Stichprobenumfang) (SCHELLER & VÖKLER 2007), vergleichbare Ergebnisse bei HANDKE (2000) und HANDKE et al. (2004).
- Brutdichte in/an WP und abseits davon nicht signifikant verschieden, keine signifikante Abhängigkeit des Bruterfolgs von der Entfernung zu WEA (SCHELLER & VÖKLER 2007).
- SCHELLER et al. (2012a) konnten während der ersten vier Betriebsjahre des WPs Brüssow / UM (22 WEA) innerhalb des 1-km-Radius keine Auswirkungen auf die Brutdichte der hier mit 1-2 BP siedelnden Rohrweihe feststellen. Allerdings blieb ein innerhalb des Windparks gelegener Brutplatz ab Inbetriebnahme der WEA unbesetzt.
- SCHELLER et al. (2012b) untersuchten Auswirkungen des WP Wallmow (UM) auf Rohrweihenpaare, die in den Jahren 2002-2008 (ohne WEA) und 2009-2012 (mit WEA) bis 1 km vom WP entfernt brüteten. Vor Errichtung des WPs brüteten dort \bar{x} 1,5 (0-3) BP, danach \bar{x} 2,0 (1-3) BP. Vor Errichtung der WEA Entfernungen zwischen Brutplatz und Standorten der geplanten WEA \bar{x} 447 m (275-865 m, n=9), nach Errichtung des WP größerer Abstand \bar{x} 694 m (285–1.000 m, n=8). Deutlichste Unterschiede im Entfernungsbereich bis 400 m: vor Errichtung der WEA hier 78 % aller Brutplätze, mit WEA nur 25 %.
- In einer deutschlandweiten Analyse ermittelten BUSCH et al. (2017) für etwa 9 % der aktuellen Rohrweihenlebensräume ein Störpotenzial durch die derzeit bestehenden Windkraftanlagen (gemessen an Überlappung von Brutverbreitung und Verteilung der WEA, Ausbaustand 2015). Dabei sind etwa 9 % der deutschen Brutpopulation betroffen.

Aktionsraum:

- Literaturangaben reichen von 10 bis 1.500 ha, wobei jagende Vögel bis 8 km vom Horst entfernt beobachtet wurden (GLUTZ & BAUER 1989).
- Zwölf in MV untersuchte Vögel nutzten regelmäßig einen Radius von 3 km um den Brutplatz. Die weitesten Nahrungsflüge der ♂ führten 9 km vom Horst weg (LANGE 1999). In westfälischen Brutgebieten jagen ♂♂ oft bis ca. 3-5 km vom Nest entfernt (H. ILLNER schriftl. Mitt.).
- In den Niederlanden wurden als maximale Distanz zwischen Brutplätzen und Nahrungsgebieten 12,9 km genannt; je nach Region variierte der Wert erheblich (BIJLSMA 1996).
- In Frankreich wurde mittels Bodentelemetrie bei Brutvögeln ein kleineres Homerange ermittelt (349 ± 185 ha, n=18) als bei nicht brütenden Vögeln 1603 ± 2126 ha, n=71), wobei ♂♂ und ♀♀ sich nicht signifikant unterschieden. Mit steigendem Alter wurden die Homeranges aufgrund zunehmender Erfahrung kleiner (STERNALSKI et al. 2008).
- Eine Bodentelemetrie-Studie an 7 ♂♂ in Spanien zeigte bei großer Variation im Mittel große Homeranges von 3.287 ha in der Brut- und Aufzuchtphase, 3.430 ha in der Phase nach dem Ausfliegen der Jungen (ab hier nur noch 3 ♂♂), 2.880 ha im Winter und 835 ha vor dem Legen im nächsten Frühjahr (jeweils 90 % Kernel). In der Brut- und Aufzuchtphase lagen die Lokalisationen im Mittel 3.070 m entfernt vom Nest, nach dem Ausfliegen 4.004 m. 2 ♀♀ in der Brut- und Aufzuchtzeit hatten kleinere Homeranges (136 ha) bei allerdings nur kleiner Zahl Peilungen (CARDADOR et al. 2009).

Abstandsregelungen:

TAK BB

Schutzbereich 500 m zum Horst
neu nach AGW-Erlass (BB) 2023 (=BNatSchG 2022)
Nahbereich: 400 m
Zentraler Prüfbereich: 500 m
Erweiterter Prüfbereich: 2.500 m

LAG VSW (2007)
Tabubereich 1 km
Prüfbereich 6 km
LAG VSW (2014)
MA 1 km

Bemerkungen:

- Im Sommer kann es zur Bildung von Schlafplätzen kommen. RYSLAVY (2000) zählte in den Belziger Landschaftswiesen (BB) bis zu 108 R. und zitiert vergleichbare Größenordnungen aus anderen Gebieten. In der westfälischen Hellwegregion befinden sich die spätsommerlichen, über mehrere Jahre belegten Gemeinschafts-Schlafplätze (bis >20 R.) weniger in den Brutgebieten der Tieflagen als in den höheren Lagen am Übergang zu den Mittelgebirgen (H. ILLNER schriftl. Mitt.).
- In der Hellwegregion sind größere, (nahezu) alljährlich besetzte sommerliche Gemeinschafts-Schlafplätze von Weihen in der Regel weiter als 900 m von WPs und kleinere, nicht alljährlich besetzte Plätze meist mehr als etwa 450 m vom nächsten WP bzw. einzelnen WEA entfernt. Dies deutet auf ein ausgeprägtes Meideverhalten von Weihen an Schlafplätzen zu Windparks und ein mäßiges zu einzelnen WEA hin (ILLNER 2017).
- Sofern Schlafplätze wiederkehrend genutzt werden, sollten sie planerisch berücksichtigt werden (LAG VSW 2014).

Quellen:

- BAUM, R. & S. BAUM (2011): Wiesenweihe in der Falle. Falke 58: 230-233.
- BERGEN, F. (2001): Untersuchungen zum Einfluss der Errichtung und des Betriebes von Windenergieanlagen auf Vögel im Binnenland. Diss. Univ. Bochum.
- BERGEN, F., L. GAEDICKE, K.-H. LOSKE & C. H. LOSKE (2012): Modellhafte Untersuchungen zu den Auswirkungen des Repowerings von Windenergieanlagen auf verschiedene Vogelarten am Beispiel der Hellwegbörde. Gutachten im Auftrag von Erneuerbar und Effizient e. V., 233 S. + Anlagen.
- BIJLSMA, R. (1996): Ecologische Atlas van de Nederlandse Roofvogels. Vierde, verbeterde druk. Schuyt & Co, Haarlem. 350 pp.
- BUIJ, R., P. SCHIPPERS, A. SCHOTMAN, J. VERBOOM, H. V. D. JEUGD & E. JONGEJANS (2017): Do assessment thresholds underestimate the mortality impact of wind farms on bird populations? Wageningen Environmental Research, Report 2788. 36 pp.
- BUIJ, R., S. MOONEN, T. SCHAUB, K. JANSSENS, J. MAÑAS, G. MÜSKENS, S. VAN RIJN & D. VAN STRAALLEN (2022): Het risico op aanvaringen met windturbines van zeearend en bruine kiekendief in Flevoland. Uni Wageningen, Rapport 3169, 63 S.
- BUNZEL-DRÜKE, M., H. ILLNER & A. MÜLLER (2025): Verhalten und Mauser einer männlichen Steppenweihe *Circus macrourus* in Westfalen von Mai bis August 2019. *Charadrius* 61: 43-61.
- BUSCH, M., S. TRAUTMANN & B. GERLACH (2017): Overlap between breeding season distribution and wind farm risks: A spatial approach. *Vogelwelt* 137: 169-180.
- CARDADOR, L., S. MAÑOSA, A. VAREA & A. BERTOLERO (2009): Ranging behaviour of Marsh Harriers *Circus aeruginosus* in agricultural landscapes. *Ibis* 151: 766-770.
- DÜRR, T. & L. RASRAN (2013): Schlagopfer und Gittermasten: Untersuchungen der Fundhäufigkeit, des Brutbestandes und des Bruterfolgs von Greifvögeln in zwei Windparks in Brandenburg. In: HÖTKER, H., O. KRONE & G. NEHLS (Hrsg.): 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: 287-301.
- DÜRR, T. & J. SCHAEFER (2024): Vogelverluste an Windenergieanlagen: Auswertung der zentralen Funddatei für Deutschland zur Phänologie der Verluste. *Otis* 31: 163-166.

- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. & K. M. BAUER (1989): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 4, 2. Auflage.
- GRANDE, C. (2018): Unterscheidet sich das Kollisionsrisiko von Rohrweihen an Windenergieanlagen zwischen Männchen und Weibchen? Vogelwarte 56: 398-399.
- GRANDE, C. (2019): Wissenschaftliche Begleitung des Artenhilfsprojektes Wiesen- und Rohrweihe im Windpark Petjenburg – Auswirkungen landwirtschaftlicher Nutzung und Windkraft auf Habitatnutzung und Flughöhe von Wiesen- und Rohrweihen. Forschungs kooperationsprojekt der Universität Oldenburg und der Infrastrukturgesellschaft Groteland GmbH, Abschlussbericht, 93 S.
- GRÜNEBERG, C., R. DRÖSCHMEISTER, D. FUCHS, W. FREDERKING, B. GERLACH, M. HAUSWIRTH, J. KARTHÄUSER, B. SCHUSTER, C. SUDFELDT, S. TRAUTMANN & J. WAHL (2017): Vogelschutzbericht 2013 – Methoden, Organisation und Ergebnisse. Naturschutz und Biologische Vielfalt Heft 157, 230 S., Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz.
- GRÜNKORN, T., J. BLEW, T. COPPACK, O. KRÜGER, G. NEHLS, A. POTIEK, M. REICHENBACH, J. VON RÖNN, H. TIMMERMANN & S. WEITEKAMP (2016): Ermittlung der Kollisionsraten von (Greif)Vögeln und Schaffung planungsbezogener Grundlagen für die Prognose und Bewertung des Kollisionsrisikos durch Windenergieanlagen (PROGRESS). Schlussbericht zum durch das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) im Rahmen des 6. Energieforschungsprogrammes der Bundesregierung geförderten Verbundvorhaben PROGRESS, FKZ 0325300A-D.
- HANDKE, K. (2000): Vögel und Windkraft im Nordwesten Deutschlands. In: LÖBF-Mitteilungen 2, S. 47-55.
- HANDKE, K., J. ADENA, P. HANDKE & M. SPRÖTGE (2004): Räumliche Verteilung ausgewählter Brut- und Rastvogelarten in Bezug auf vorhandene Windenergieanlagen in einem Bereich der küstennahen Krummhörn (Groothusen/Ostfriesland). Bremer Beitr. Naturk. Naturschutz 7: 11-46.
- ILLNER, H. (2017): Weihen-Schlafplätze im Bereich Ense-Ruhne und der Einfluss von Windenergieanlagen (WEA). Unveröff. Stellungnahme gegenüber der UNB Landkreis Soest, 12. S.
- LANGE, M. (1999?): Untersuchungen zur Dispersions- und Abundanzdynamik von Greifvogelzönosen und zur Populationsökologie der Rohrweihe in Abhängigkeit von Zerschneidung und Störung der Lebensräume. Projekt Unzerschnittene Lebensräume und ihre Bedeutung für Arten mit großen Raumansprüchen, Teilprojekt 4.2.
- MÖCKEL, R. & T. WIESNER (2007): Zur Wirkung von Windkraftanlagen auf Brut- und Gastvögel in der Niederlausitz (Land Brandenburg). Otis 15: 1–133.
- OLIVER, P. (2013): Flight heights of Marsh Harriers in a breeding and wintering area. British Birds 106: 405-408.
- RESCH, F. (2014): Vogelschlag an Onshore-Windenergieanlagen in der Bundesrepublik Deutschland. Bachelorarbeit HNE Eberswalde, Matrikelnr. 221003: 46 S.
- RYSLAVY, T. (2000): Herausragender Massenschlafplatz von Rohr- und Wiesenweihen im Europäischen Vogelschutzgebiet (SPA) Belziger Landschaftswiesen im Jahr 1999. Natursch. Landschaftspf. Brandenb. 9: 136-139.
- SCHAUB, T. (2017a): Potential collision risk of harriers *Circus* spp. with wind turbines during breeding season derived from GPS tracking. Master Thesis, Groningen, Potsdam. 61 pp.
- SCHAUB, T. (2017b): Potenzielles Kollisionsrisiko von Weihen *Circus* spp. mit Windkraftanlagen während der Brutzeit: Ergebnisse aus acht Jahren GPS-Telemetrie. Vogelwarte 55: 330.
- SCHELLER, W. & F. VÖKLER (2007): Zur Brutplatzwahl von Kranich *Grus grus* und Rohrweihe *Circus aeruginosus* in Abhängigkeit von Windenergieanlagen. Orn. Rundbr. Meckl.-Vorp. 46: 1-24.
- SCHELLER, W. & E. KÜSTERS (1999): Flughöhen von Greifvögeln und Vogelschläge in Deutschland. Vogel u. Luftverkehr 19: 76-96.

- SCHELLER, W., R. SCHWARZ & A. GÜTTNER (2012a): Windeignungsgebiet Brüssow. Vorher-Nachher-Untersuchungen zur Beeinträchtigung von Brut- und Rastvögeln durch Windenergieanlagen. Teil I: Brutvögel. Endbericht. Unveröff. Unters. Salix-Büro für Umwelt- und Landschaftsplanung im Auftr. Enertrag AG, 27 S.
- SCHELLER, W., R. SCHWARZ & A. GÜTTNER (2012b): Windfeld Wallmow - Monitoring CEF-Ersatzbiotope 2009 bis 2012 sowie Kranich- und Rohrweihenbruten 2002 bis 2012. Windeignungsgebiet Brüssow. Unveröff. Unters. Salix-Büro für Umwelt- und Landschaftsplanung im Auftr. Enertrag AG, 16 S.
- SCHIPPERS, P., R. BUIJ, A. SCHOTMAN, J. VERBOOM, H. VAN DER JEUGD & E. JONGEJANS (2020): Mortality limits used in wind energy impact assessment underestimate impacts of wind farms on bird populations. *Ecol. & Evolution* 10: 6274-6287.
- SPAAR, R. & B. BRUDERER (1997): Migration by flapping or soaring: flight strategies of Marsh, Montagu's and Pallid Harriers in southern Israel. *Condor* 99: 458-469.
- STERNALSKI, A., C. BAVOUX, G. BURNELEAU & V. BRETAGNOLLE (2008): Philopatry and natal dispersal in a sedentary population of western marsh harrier. *J. Zool.* 274: 188-197.
- STRASSER, C. (2006): Totfundmonitoring und Untersuchungen des artspezifischen Verhaltens von Greifvögeln in einem bestehenden Windpark in Sachsen-Anhalt (2005). Diplomarbeit Univ. Trier: 87 S.
- THERKILDSEN, O. R. & M. ELMEROS (2015): First year post-construction monitoring of bats and birds at wind turbine test centre Østerild. *Scientific Report Danish Centre for Environment and Energy* 133, 130 S.
- TRAXLER, A., S. WEGLEITNER, H. JAKLITSCH, A. DAROLOVÁ, A. MELCHER, J. KRIŠTOFÍK, R. JUREČEK, L. MATEJOVIČOVÁ, M. PRIVREL, A. CHUDÝ, P. PROKOP, J. TOMEČEK & R. VÁCLAV (2013): Untersuchungen zum Kollisionsrisiko von Vögeln und Fledermäusen an Windenergieanlagen auf der Parndorfer Platte 2007 – 2009, Endbericht. Unveröff. Gutachten: 1-98.

1.12. Rotmilan (*Milvus milvus*)

Schutzstatus / Gefährdung / Bestandssituation in Brandenburg:

- Anh. I EG-VSRL; streng geschützte Art gem. § 7 Abs. 2 Nr. 14 a BNatSchG i. Verb. m. Anhang A EG-VO 338/97; jagdbares Wild gem. § 2 BJagdG, ganzjährige Schonzeit
- RL D V, RL BB Ø, international „Near threatened“ (entsprechend Vorwarnliste in D) (IUCN Red List 2014)
- Bestandsanteil BB an D: 11 %
- Innerhalb BB Bestandsanteil in SPA (Stand 2018): 35 %
- In D (Stand 2005-09) 12.000-18.000 Paare, davon 2.573-2.894 in SPA (GRÜNEBERG et al. 2017); mit Stand 2011-16 in D 14.000-16.000 Paare (RYSILAVY et al. 2020).
- BB 2015/16: 1.650-1.800 BP/Rev. (Rote Liste), stabil (MhB)
- Bestandsabnahme in D 1988-2008 2,1±0,5 % pro Jahr (MAMMEN 2009 und unveröff.)
- EHZ: B (gut)
- hohe Verantwortung in D, da hier gut die Hälfte des Weltbestandes lebt (AEBISCHER 2009, nach AEBISCHER & SCHERLER 2023 nur noch ca. 41-42 %) (ca. 8 % des Weltbestandes in BB! Höchster Anteil aller Vogelarten.)

Gefährdung durch WEA:

- Bei Verrechnung verschiedener Kollisions-Indizes stufen SPRÖTGE et al. (2018) das Mortalitätsrisiko beim Rotmilan an WEA als „hoch“ ein.
- Fundkartei:
 - 791 Schlagopfermeldungen aus D (158 aus BB aus 85 WPs),
 - Fundmeldungen je WP (soweit zuordenbar): 353 x 1, 76 x 2, 35 x 3, 13 x 4, 9 x 5, 3 x 6, 1 x 7, 2 x 8, 1 x 9, 1 x 10, 1 x 11, 1 x 14; damit wurden in 28,8 % der WPs mit Fundmeldungen mehrere R. gefunden; dies entspricht 55,4 % aller Fundmeldungen; in BB 66,2 % der Funde in 37,6 % der WPs mit Meldungen, max. im Vergleich der Bundesländer 71,4 % in 35,7 % der WPs in TH.
 - 116 weitere Fälle aus Europa: 53 x Frankreich, 34 x Spanien, 12 x Schweden, 5 x Belgien, 5 x Großbritannien, 3 x Luxemburg, je 1 x Dänemark, Niederlande, Österreich und Tschechien.
 - Die unterschiedliche Verteilung auf die Bundesländer (<https://lfu.brandenburg.de/lfu/de/aufgaben/natur/artenschutz/vogelschutzwaerter/arbeitsschwerpunkt-entwicklung-und-umsetzung-von-schutzstrategien/auswirkungen-von-windenergieanlagen-auf-voegel-und-fledermaeuse/#>), Grafik bei GELPKE & HORMANN 2010, S. 71) reflektiert die Suchintensität, nicht jedoch die tatsächliche Problemlage.
 - Funde auch an hohen WEA, z. B. mehrfach zwischen 90 und 110 m Abstand Rotorzone zum Boden und mehrfach an WEA innerhalb von Wäldern.
 - Der Anteil der Funde an WEA mit hohem Rotor-Boden-Abstand (>80 m) ist enorm gestiegen: bis Ende 2009 lag er bei 0 % (n=71), von 2010 bis 2024 bei 20,1 % (n=413). Auch die Nabenhöhe der WEA mit Rotmilanfunden reflektiert die Gefährdung an hohen WEA: bis E 2009 fielen 35,8 % der Funde auf WEA mit >80 m Nabenhöhe (n=67), von 2010 bis 2024 waren es 62,5 % (n=422). Eine Zunahme des Rotor-Ø führt ebenfalls nicht zu einer Abnahme von Verlusten: bis Ende 2009 fielen 6,8 % der Funde auf WEA mit >80 m Rotor-Ø (n=73), von 2010 bis 2024 waren es 43,7 % (n=444). Hinsichtlich der Gesamthöhe spiegelt sich die Entwicklung der Anlagenhöhe ebenfalls in den Fundzahlen wider: bis E 2009 entfielen auf WEA bis 100 m Höhe 54,9 % (n=71) aller Funde und auf WEA von 100,5-150 m Höhe 45,1 %. 2010-2024 verschob sich die Entwicklung hin zu höheren WEA: bis 100 m 31,8 % (n=424), von 100,5-150 m 36,8 %, von 150,5-200 m 26,6 % und >200 (bis 240 m) 4,7 % Damit entfällt fast ein Drittel (31,3 %) der seit 2010 registrierten Fundmeldungen auf WEA mit einer Gesamthöhe von >150 m. Die These, WEA würden aus dem Flugbereich der Rotmilane „herauswachsen“ und damit das Risiko mit höheren WEA abnehmen, lässt sich damit nicht bestätigen (T. DÜRR unveröff.).

- Dies wird auch durch eine Verlustauswertung aus BB (140 WEA-Opfer) bestätigt: Im zweiten Zeitabschnitt der Untersuchung verschoben sich die Anteile der Fundmeldungen mehr zugunsten höherer WEA und solcher mit größerem Rotordurchmesser. Den größten Zuwachs gab es beim Freiraum unterhalb der Rotorzone (LANGGEMACH et al. 2023).
- hohes Schlagrisiko insbesondere für Alt- und Brutvögel (83 % aller Funde, RESCH 2014), aktualisiert 79,2 % (n=472), wobei nach MAMMEN et al. (2009) auch erfahrene, d. h. mehrjährig bruterfahrene und brutortstreue Vögel verunglücken.
- Unter 657 altersbestimmten Rotmilanen befanden sich 73 Vögel (11,1 %) im 1. und 84 (12,8 %) im 2. oder 3. Kalenderjahr. 500 (76,1 %) Vögel waren älter als 3. KJ und damit adult, darunter auch 5 Ringvögel im Alter von 2x 10, 12, 18 und 20 Jahren (Archiv VSW Brandenburg, 31.01.2025).
- Mehrzahl der Altvogelverluste nach SCHAEFER (2024) in der Zeit zwischen Revierbesetzung und Selbständigwerden der Jungen (M März bis M Juli, 62,0 %) bei einem Peak von E März bis M Mai (42,9 %), d. h. hoher Anteil von Folgeverlusten durch Brutauffälle. Kollisionen auch während der Zugzeiten (Peak im August/September und November). Im Frühjahr Verluste ab M Februar (8,9 %) ansteigend, hierbei Reviervögel von ziehenden Exemplaren kaum zu trennen. Verluste auch im Winter (u. a. CARDIEL & VIÑUELA 2009).
- Geringer Anteil subadulter Vögel (2. KJ) 9,3 % (n=472) mit späterem Peak als adulte (66,7 % von April bis Juni, n=21).
- Jungvogelanteil 11,4 % mit Peak im August und September (75,9 %, n=54), Verluste in der Phase nach dem Ausfliegen 11,1 % (M Juni bis E Juli).
- Erst ab einem Alter von fünf bis sieben Jahren wird die Obergrenze des durchschnittlichen Bruterfolges erreicht. Bei Ersatz verlorener Brutvögel durch jüngere Vögel im Folgejahr ist bis zu mehreren Jahren (schon bei einem Brutpartner) der Bruterfolg reduziert (PFEIFFER 2009).
- Jungvögel verunglücken relativ selten in Deutschland (u. a. Funde an WEA in <500 m zum Horst).
- WEA sind in kurzer Zeit auf Rang 1 der dokumentierten Verlustursachen beim Rotmilan in BB gestiegen, dies vor dem Hintergrund eines ohnehin sehr hohen Anteils anthropogener Verlustursachen: 35 von 153 Verlusten, also 22,9 % (ohne Nestlinge, LANGGEMACH et al. 2010). Eine erneute Auswertung zeigte für 426 Verluste flügger Rotmilane 1991-2022 einen Anteil von 32,9 % durch WEA, dabei für den Zeitraum 2008-22 sogar 39,7 % trotz stark abnehmender Kontrollen von WEA (LANGGEMACH et al. 2023).
- Vergleichbar ist die Situation in ST: Im Zeitraum 2000-2019 machten Kollisionen mit WEA 45,6 % der registrierten Verluste aus (n=204 Fälle mit bekannter Ursache) und sind damit bei weitem die häufigste Verlustursache (KOLBE et al. 2019).
- Im Archiv der Beringungszentrale Hiddensee stieg der Anteil von Rückmeldungen mit Kollisionen an WEA als Todesursache seit Inbetriebnahme von Windparks in den ostdeutschen Bundesländern stark an: 1990-2000 0,5 % (n=216), 2001-2010 4,7 % (n=214), 2011-2015 12,2 % (n=98), (KÖPPEN 2015, unveröff.).
- Eine Modellierung anhand von Schweizer Rotmilanaten zeigte abnehmendes Populationswachstum mit zunehmender Zahl WEA und Übergang von einer Source- zu einer Sink-Population. In Abhängigkeit vom Grad der Aggregation der WEA konnte dieser Effekt gemindert werden. Angesichts der bleibenden Unsicherheiten der Vorhersage wurden die Anwendung des Vorsorgeprinzips und vorherige Verträglichkeitsprüfungen im größtmöglichen geografischen Maßstab empfohlen (SCHAUB 2012).

- Eine Analyse systematischer Kollisionsoffersuche (BELLEBAUM et al. 2013) lässt für Brandenburg beim Ausbaustand der Windenergie 2012 (3.044 WEA) auf jährliche Verluste von 308 Rotmilanen schließen. Diese zusätzliche Mortalität entspricht einem Anteil von mind. 3,1 % des nachbrutzeitlichen Bestandes. Dies ist eine konservative Kalkulation, die eher zu einer Unterschätzung der tatsächlichen Verluste führt. Die Kalkulation der Autoren für eine Zahl von 3.749 WEA (inkl. aller Planungen zu diesem Zeitpunkt) würde zu 330 kollidierten Rotmilanen führen. Diese WEA-Zahl ist inzwischen schon überschritten (Ende 2019: 3.890 WEA). Dies ist als signifikante Erhöhung des Tötungsrisikos im Sinne des § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG anzusehen. Eine derartige Steigerung hätte höchstwahrscheinlich Auswirkungen auf Populationsebene, insbesondere bei einer langlebigen Art wie dem Rotmilan. Dies wird durch die Kalkulation von Schwellenwerten in derselben Analyse bekräftigt.
- Im WP Braes of Dune in Schottland wurde eine „avoidance rate“ von ca. 99 % durch WHITFIELD & MADDERS (2006) bzw. URQUHART & WHITFIELD (2016) ermittelt. Die hohen Kollisionszahlen in vielen anderen Gebieten zeigen, dass entweder dieser Wert nicht übertragbar ist oder dass die Verluste trotz hoher avoidance rate hoch sein können.
- Auch REICHENBACH et al. (2023) sowie MERCKER et al. (2023) ermittelten mit unterschiedlichen Methoden Meidungsraten von 98-99 %.
- Die trotz dieser Meidungsraten hohen Fundzahlen in Deutschland erklären LANGGEMACH et al. (2023) mit der hohen Gesamtzahl an WEA und dem resultierenden kumulativen Potenzial für die Sterblichkeit. So weist die Kollisionsdatenbank im Umkreis von ca. 5 km um das Untersuchungsgebiet von REICHENBACH et al. (2023) allein 21 Kollisionsoffer aus (LANGGEMACH et al. 2023).
- Nach DRIECHCIARZ & DRIECHCIARZ (2009) erfolgten in Sachsen-Anhalt 89,6 % der Beutestöße aus dem Jagdflug heraus (n=433).
- Nach MAMMEN et al. (2013, 2017) \varnothing 25 % der beobachteten Flugzeit (n=30.442 s) in Höhen zwischen 50 und 150 m, bei saisonaler Differenzierung: März bis Juni 28,6 %, Juli-Oktober 21,9 %, Flüge >150 m 2,8 %, <50 m 72 %. Rotordurchflüge mit Risikosituationen 2,5 %.
- Nach STRASSER (2006) entfiel 40 % der Gesamtflugzeit in Sachsen-Anhalt auf Flughöhen von 40 bis 133 m, 17 % auf höhere und 43 % auf niedrigere Flughöhen. 10 % der Gesamtflugzeit im WP (n=402 Flugsequenzen, 11.467 s) ergaben unter Berücksichtigung von Flughöhe und vertikaler Annäherung an die Rotorzone kollisionsriskante Gefahrensituationen durch Annäherungen oder Eintritt in die Rotorzone. 62 % der beobachteten Rotordurchflüge (n=21) resultierten aus dem Kreisen oder Suchflügen.
- In Hessen ermittelten HEUCK et al. (2019) bei 6 GPS-telemetrierten Rotmilanen bei 81 % der Ortungspunkte im Flug Flughöhen unter 100 m über Grund und bei 72 % Flughöhen unter 75 m. Für drei relevante Flughöhenbereiche ergeben sich folgende Zahlen (nach Abb. 16): 50-125 m 28,9 % / 75-175 m 19,3 % / 100-225 m 14,2 %, für die einzelnen Phasen der Reproduktionszeit jeweils etwas abweichend (maximaler Aufenthalt in Rotorhöhe z. B. in der Balzzeit). Gegenüber WEA bzw. WPs waren keine größeren Ausweichbewegungen feststellbar, aber auch keine Flüge im unmittelbaren Rotorbereich.
- Bei standardisierten Höhenschätzungen in MV lag die mittlere Flughöhe bei 93 m (Median 50 m, Max. 1.000 m, n=211 Beobachtungen) (SCHELLER & KÜSTERS 1999).
- Im Projekt PROGRESS wurden 40 % der Flugaktivitäten in Rotorhöhe erfasst (n=869). Unter 785 beobachteten Flügen in WPs gab es 8 % Gefahrensituationen. Aus den gefundenen Kollisionsoffern wird explizit auf die Erheblichkeit der zusätzlichen Mortalität für die Population geschlossen (GRÜNKORN et al. 2016).
- Nach PFEIFFER & MEYBURG (2022) verbrachten ♂♂ im Brutgebiet Weimar (TH) etwa die zweieinhalbfache Zeit fliegend wie ♀♀ (GPS-Telemetrie, n=29 Ind.). Zur Nahrungssuche wurden zu 56 % der Ortungen Höhen zwischen 5 und 60 m genutzt; darüber verteilen sich die Flughöhen bis zu einer Höhe von 1.600 m.

- Vergleichbar damit ermittelten FIEDLER et al. (2022) an GPS-telemetrierten Rotmilanen, dass die Flugaktivität der ♂♂ während der Brut- und Aufzuchtzeit fast dreimal so hoch ist wie die der ♀♀. Nach dem Flüggewerden der Jungen sinkt die Flugaktivität bei beiden Geschlechtern auf unter die Hälfte der vorherigen Werte.
- LOSKE (2020) fand im Bereich des WP Lichtenau–Hassel (NRW) mittels Laser-Range-Finder eine mittlere Flughöhe von 63,3 m (n=2.638 Beob.; Monatsmittel: März: 57,2 m, April 30,2 m, Mai 60,8 m, Juni 44,4 m, Juli 51,1 m, August 65,2 m, September 87,3 m, Oktober 100,9 m). Ermittelte Fluggeschwindigkeiten lagen zwischen 0,11 und 36,15 m/s (ø 4,1 m/s).
- Bei einer Studie in Baden-Württemberg (GPS-Telemetrie) wurde die Hälfte aller Flugkoordinaten bis 52 m über dem Boden gemessen und 75 % unterhalb 117 m (Median über Grünland mit 42 m am niedrigsten, über Wald mit 59 m am höchsten). Die Flugaktivität war bei Windgeschwindigkeiten von 3-4 m/s am größten, es gab aber auch Flüge bei 6 m/s und selten bei >10 m/s (FIEDLER & SCHARF 2020). Nach FIEDLER et al. (2022) lagen 77 % aller im Flug gemessenen Koordinaten im Bereich von Windgeschwindigkeiten von 1-5 m/s; Flüge oberhalb 7 m/s sind selten. Die durch Wetter- und Landschaftsvariablen ermittelte Varianz im Flugverhalten ist deutlich kleiner als die individuelle und auch intraindividuelle Varianz, so dass sich keine spezifisch parametrisierten WEA-Abschaltzeiten ableiten lassen.
- Ebenfalls in Baden-Württemberg (Schwäbsche Alb) ermittelten ASCHWANDEN et al. (2024) mittels Laser Range Finder eine mittlere Flughöhe (Median) von 52,5 m. Dies war 25 m höher als die durch GPS-telemetrierte Milane korrigierte Höhe von 27,8 m. Auch die Fluggeschwindigkeiten differierten zwischen LRF und GPS (Median 25,1 vs. 29,2 km/h). Der Effekt von Wettervariablen war schwach; tendenziell waren Flugaktivitäten und -höhen niedriger bei feuchtem Wetter und bei stärkerem Wind.
- Bei 37 mit GPS-Sendern versehenen Rotmilanen in Hessen fand mehr als ein Viertel der Flugbewegungen im von den Rotorblättern aktueller WEA überstrichenen Höhenbereich statt; die Höhen schwankten stark zwischen Individuen und Landnutzungstypen. Die Erhöhung der Einschaltgeschwindigkeit der WEA auf 7,4 m/s (Offenland) bzw. 7,6 m/s (Wald) würde 90 % aller Flugbewegungen aus dem Kollisionsrisiko mit sich drehenden Rotoren nehmen, deren Rotorblatt-Unterkanten Höhen von 80 m über Grund übersteigen (BECKER et al. 2024).
- Die Flugaktivität und damit das Kollisionsrisiko waren bei 26 in Hessen mit GPS-Sendern versehenen ad. Rotmilanen unabhängig von der Windgeschwindigkeit immer hoch. Auch der Anteil der Flüge in Rotorhöhe war weitgehend unabhängig von der Windgeschwindigkeit und lag zwischen 31 und 58 %. Dies könnte sich bei den derzeit geplanten höheren WEA graduell auf 31-37 % verringern. Da ein erheblicher Teil der Flüge bei eher niedrigen Windgeschwindigkeiten stattfand, konnten durch eine Anhebung der Einschalt-Windgeschwindigkeit von WEA wesentliche Teile der Rotmilan-Aktivitäten in Rotorhöhe ohne Kollisionsrisiko stattfinden (SPATZ et al. 2022a, b).
- Die Flugaktivität von ♂♂ bei erfolgreichen Bruten stieg zwischen M Juni und A Juli stark an (MAMMEN et al. 2023, GPS-Telemetrie), nach REICHENBACH et al. (2023) damit auch die Aktivität in Rotorhöhe (verschiedene Methoden).
- REICHENBACH et al. (2023) stellten in ihrer Untersuchung fest, dass über das ca. 800 m vom untersuchten WP entfernte Brutpaar hinaus zahlreiche weitere Ind. im Bereich des WP nachweisbar waren.
- Kompostanlagen und Dunghaufen im Bereich von WEA sind attraktiv für Rotmilane und erhöhen dadurch das Kollisionsrisiko (MAMMEN et al. 2017).
- MAMMEN et al. (2023) leiten aus ihren GPS-Daten Vermeidungsmaßnahmen im Zusammenhang mit landwirtschaftlicher Bewirtschaftung ab. Auf solchen Flächen zeigt sich zwar eine gesteigerte Aktivität, aber der Lenkungseffekt war begrenzt: nur 15 % der flugaktiven Zeit verbrachten Brutvögel am Bewirtschaftungstag auf solchen Flächen. Andererseits kamen Vögel aus bis zu 25 km Entfernung zu Mahdflächen.

- Im WP Schwabhausen (Thüringen) gab es nach Einzeltierverlusten 2011 und 2016 im Jahr 2017 sechs Schlagopfer an 6 WEA, davon 4 während der Fortpflanzungsperiode; Zusammenhänge zwischen der Mahd von Grünland im WP und dem Kollisionszeitpunkt liegen nahe (Löw 2017).
- Die Funddatei zeigt, dass die nach § 45b BNatSchG mögliche Abschaltung von WEA für 4-6 Wochen zwischen 01. März und 31. August nur eingeschränkt Verluste verhindern kann. Das bestmögliche vierwöchige Zeitfenster deckt nur 27,6 % der bisherigen Verluste in den vorgegebenen sechs Monaten ab; bei sechs Wochen wären es 33,3 %. Nur 79,6 % der Verluste lagen innerhalb der sechs Monate (DÜRR & SCHAEFER 2024).

Lebensraumwertung:

- Keine Meidung von WEA (u. a. BERGEN 2001, STRASSER 2006, DÖRFEL 2008, TZSCHACKSCH 2011, BERGEN et al. 2012, KLEIN et al. 2021).
- Eine Metaanalyse von HÖTKER (2017) zeigte für die Brutzeit nur für eine Studie Meidung gegenüber 6 Studien, die eher für Attraktivwirkung von WEA sprachen. Außerhalb der Brutzeit liegt das Verhältnis bei 4:3.
- Nach TZSCHACKSCH (2011) entfielen 8 % der Flüge (n=110) auf den Gefahrenbereich der Rotorzone.
- WEA werden eher gezielt aufgesucht als gemieden: Nahrungsangebot und –verfügbarkeit unter den WEA sowie entlang der Verbindungswege oft attraktiv für Rotmilane, vor allem in Ackerlandschaften, wo das Kollisionsrisiko dadurch größer ist (u. a. MAMMEN et al. 2008, RASRAN et al. 2008, DÜRR 2009, GELPKE & HORMANN 2010, LAU SACHSEN-ANHALT 2014). Die Attraktionswirkung gilt nicht für die Brutplätze, bei denen es nach Errichtung von WEA zu Verlagerungen weg von den WEA kommen kann (MAMMEN et al. 2017). Allerdings gibt es durchaus Brutversuche im 300m-Radius von WEA und minimal bis 130 m an WEA (WP Karstädt/PR) heran (Archiv VSW BB).
- Die Attraktivität von WPs für die Nahrungssuche kann dazu führen, dass sie als ökologische Fallen wirken, indem nach kollisionsbedingten Verlusten immer wieder Vögel angezogen werden (MAMMEN & MAMMEN 2008).
- Auf Monitoringflächen ließ sich bisher ein statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen Populationsschwankungen und dem Aufbau von Windkraftanlagen noch nicht nachweisen, doch die höchsten Rotmilandichten wurden in windkraftfreien Gebieten beobachtet (RASRAN et al. 2010).
- Erste Hinweise auf lokale, mehrjährige Bestandsabnahmen bei hohen WEA-Dichten, z. B. Querfurter Platte (Sachsen-Anhalt, U. MAMMEN, unveröff.), Fiener Bruch (Brandenburg, Managementplan Fiener Bruch) (mit der Abnahme nahmen auch die registrierten Kollisionsopfer ab), Nauener Platte und Fläming (DÜRR & RASRAN 2013). In Italien schrumpfte eine Population von 12-15 Paaren auf ein Paar nach Errichtung großer WPs; die Besetzung eines winterlichen Schlafplatzes sank von 80-130 Rotmilanen auf maximal 8 (<http://www.wind-watch.org/alerts/2008/11/09/red-kites-disappearing-from-italian-regions-after-windfarm-construction/>).
- Bei 8 Brutten <1.000 m, (ø 442 m) in vier WPs (3x ST, 1x TH) wurden 2010-2012 15 juv. flügge (KLAMMER 2013), ohne dass an den auf die Brutzeit beschränkten Kontrolltagen Verluste durch WEA registriert wurden. Aus zwei der vier untersuchten WPs wurde allerdings vor Beginn der Untersuchungen je 1 Kollisionsopfer gemeldet.
- In einer deutschlandweiten Analyse ermittelten BUSCH et al. (2017) für etwa 9 % der aktuellen Rotmilanlebensräume ein Störpotenzial durch die derzeit bestehenden Windkraftanlagen (gemessen an Überlappung von Brutverbreitung und Verteilung der WEA, Ausbaustand 2015). Dabei sind etwa 10 % der deutschen Brutpopulation betroffen.
- Großräumige Meidung von Offshore-WPs, mithin einen deutlichen Barriereeffekt, zeigten 59 % der ziehenden Rotmilane im Frühjahr vor Ankunft an der dänischen Südküste (JENSEN et al. 2017).

Aktionsraum:

- Die Größe des Aktionsraums hängt von der Verfügbarkeit und Erreichbarkeit der Nahrung ab; sie ist bei Waldbrütern größer als bei Offenlandbrütern (WALZ 2005).
- MCP 95 % zwischen 5,6 und 91,6 km², bei Waldbrütern größer als bei Offenlandbrütern (beide Extremwerte ♀) (Telemetrie, n=8 ad., Brutzeit, teils nur unvollständig erfasst, NACHTIGALL et al. 2010).
- WALZ (2008) fand bei zwei nebeneinander brütenden Paaren in Baden-Württemberg Aktionsräume zur Balz von 9 und 13 km² (2 ♂♂) sowie 7 und 9 km² (2 ♀♀), während der Brutzeit von 17 km² (1 ♂) und 1 km² (1 ♀) und während der Jungenaufzucht von 12-20 und 25 km² (2 ♂♂) und 1-11 km² (1 ♀). Während der Jungenaufzucht verbrachte 1 ♂ 51 % der Suchflugzeit in einem Radius von 1,5 km um den Horst und 84 % in einem Radius von 2,5 km. Beim 2. ♂ lauten die entsprechenden Werte 20 % (1,5 km) und 62 % (2,5 km). Nach dem Selbständigwerden der Jungen verbrachte das erste ♂ 93 % der Suchflugzeit in einem Radius von 1,5 km. Bei einer früheren Untersuchung hatte WALZ (2001) im selben Gebiet während der Jungenaufzucht gefunden, dass 70 % der Nahrungssuchflüge in einem Bereich von 2,5 km um den Horst stattfanden; maximale Flugdistanzen betragen 5 km vom Horst. In einem anderen Gebiet umfassten die Aktionsräume eines Paares regelmäßig 13 km² (ca. 2 km um den Horst, maximal 3 km).
- **Attraktive Nahrungsquellen können auch in einer Entfernung von 6 km noch regelmäßig aufgesucht werden, wie ein Sendervogel in THÜ zeigte (DÜKER & PFEIFFER 2024).**
- NACHTIGALL & HEROLD (2013) fassen Literaturquellen zusammen, die für die Brutzeit Aktionsräume zwischen 3,3 und 43,2 km² nennen. Ihre eigenen Ergebnisse (n=9) zeigen, dass ca. 60 % der Aktivität im 1-km-Radius stattfindet, 20 % zwischen 1 und 2 km Abstand vom Horst und 20 % außerhalb davon.
- Bodentelemetrie-Studie in ST: MCP 95 % zwischen 1,74 und 74,4 km² während sowie 2,1 – 213,3 km² nach der Brutsaison, Aktivitätskonzentration ca. 1 km um den Horst (n=6 ad., davon 2 in 2 Jahren untersucht, MAMMEN et al. 2008). Während der Fortpflanzungsperiode im Mittel 55 % der Ortungen im 1-km-Radius um den Horst, 80 % im 2-km-Radius (n=10 ad., MAMMEN et al. 2010). **Nach einer späteren GPS-Studie in ST (MAMMEN et al. 2023) wurden bei erfolgreich brütenden Rotmilanen 83 % aller flugaktiven Ortungen bis zu einer Entfernung von 2 km um den Horst erfasst.**
- GPS-Satellitentelemetrie-Studie in Thüringen: Bei telemetrierten ♂♂ lagen im Mittel 40 % der Aktivitäten im Umkreis von 1 km und 60 % im Radius von 1,5 km um den Horst (WAG 2013).
- **Bei 37 mit GPS-Sendern versehenen Rotmilanen in Hessen fanden 62 % der Flüge über Offenland statt (BECKER et al. 2024).**
- Aufenthaltsbereich eines Paares in Dithmarschen während der Aufzuchtzeit 1 km² (Beobachtungen) (BUSCHE 2010).
- Bei RIEPL (2008) MCP (95 %) zweier ♂♂ 1,4 (Bodentelemetrie) bzw. 3,1 km² (Satellitentelemetrie).
- Untersuchung derselben ♂♂ und weiterer drei Vögel durch BÜCHLER (2011) (Bodentelemetrie), auf der Baar (Baden-Württemberg) ergab MCP (95 %) für 2 ♂♂ (Brutvögel) 1,2 bzw. 1,8 km², 2 ♂♂ ohne Horstbindung je 3,3 km², 1 ♀ (Brutvogel, nur 21 Tage telemetriert) 0,3 km². Kleinflächige Raumnutzung durch tägliche Mahd von Wiesen an vielen verschiedenen Orten und dadurch optimale Nahrungsversorgung begründet.

- Eine spätere GPS-Studie in Baden-Württemberg umfasste 26 ad. Brutvögel (FIEDLER & SCHARF 2020). Die Aktionsraumgrößen zur Brutzeit (95 % AKDE) betragen von Juni bis September im Median 56,9 km² bei hoher Spannweite (5-341 km²). Die Größe der Tagesaktionsräume lag im Median bei 4,6 km² (1,9-12,3 km²). 62 % aller Koordinaten lagen im Radius von 1 km um den Horst und 84 % im Radius von 2,5 km. Sofern ausschließlich Flugkoordinaten berücksichtigt wurden, lagen 42 % im Radius von 1 km und 74 % im Radius von 2,5 km. 58 % der Koordinaten befanden sich über Acker und Grünland, 32 % über Wald und 4,5 % über Ortschaften (diese allerdings bei Bezug auf das Angebot überrepräsentiert, KORNER-NIEVERGELT & KORNER-NIEVERGELT 2021, überlappender Datensatz). [Spätere Werte dieser Studie sind vergleichbar, z. B. Median Homerange 52 km², 89 % der Flugkoordinaten im Radius von 2,5 km \(FIEDLER et al. 2022\).](#)
- Aktionsräume in Hessen variierten individuell und nach Geschlechtern (3 ♂♂ > 1 ♀) sowie im Laufe der Brutsaison und zwischen den Jahren. Beim ♀ vergrößerte sich der Aktionsraum nach dem Ausfliegen auf 1.681 ha (95 % Kernel) gegenüber 10 ha in der Brutzeit. Bei den ♂♂ bewegten sich die Aktionsräume (95 % Kernel) in den einzelnen Phasen der Reproduktionszeit zwischen 524 und 1.481 ha (keine Gesamtzahlen für Brutsaison genannt). Von 68.823 Ortungspunkten von Brutvögeln lagen 73,1 % innerhalb 1.500 m vom Horst und 50,6 % innerhalb 1.000 m vom Horst; auf Auswertungsunterschiede zu PFEIFFER & MEYBURG (2015) und MAMMEN et al. (2013) wird hingewiesen (HEUCK et al. 2019).
- Daten einer Telemetriestudie in Luxemburg wurden für 8 teils mit GPS- und teils mit GPS-GSM-Sendern markierte Rotmilane ausgewertet. Innerhalb eines Radius von 1,5 km erfolgten 80 % der Ortungen, wobei sich einzelne Jahre voneinander unterschieden. Die Homeranges der ♂♂ waren größer als die der ♀♀, „sowohl vor als auch nach der Brutzeit“ (KLEIN et al. 2021).
- Maximale Jagdentfernung eines Revier-♂ in Niedersachsen 3,7 km vom Horst (Beobachtungen) (PORSTENDÖRFER 1994).
- Lt. MAMMEN et al. (2010, 2017) lagen 54 % der aktiven Lokalisationen besenderter Brutvögel im Radius von 1.000 m um den Horst. Dies entspricht etwa den Ergebnissen von HAGGE et al. (2003) (50 % der Aktivitäten im 1-km-Radius) und von NACHTIGALL & HEROLD (2013) (60 % der Aktivitäten im 1-km-Radius).
- Größere Homeranges fanden PFEIFFER & MEYBURG (2015) bei 27 ♂♂ (47 erfolgreiche Bruten) in THÜ: zwischen 4,8 und 507,1 km² bei einem Median von 63,6 km² (95 % Kernel). Im Mittel erfolgten 56 % der Ortungen außerhalb des 1-km-Radius um den Horst und 37 % weiter als 1,5 km entfernt. Zwölf ♀♀ (21 erfolgreiche Bruten) hatten Homeranges zwischen 1,1 und 307,3 km² (Median 60,7 km²). Die Homeranges waren größer bei schlechterer Nahrungsverfügbarkeit. Die eingesetzte moderne GPS-Technik ermöglichte sehr genaue Datenermittlung, was im Ergebnis Reviergrößen anzeigt, die über früheren Angaben liegen.
- In Hessen sind die Homeranges vergleichbar groß: GELPKE et al. (2015) ermittelten mittels GPS-Telemetrie bei 11 Rotmilanen während der Brutsaison (insgesamt 20 Brutzeitperioden), dass im Radius von 1,5 km um die Horste 60 % der Lokalisationen lagen, im 1-km-Radius hingegen nur knapp 40 % (n=76.000 Ortungen). Nachgewiesen wurde auch regelmäßiger Überflug von Waldflächen bis ca. 2 km, um dahinter Nahrung zu suchen. Auch die Waldflächen selbst wurden zur Nahrungssuche genutzt, vor allem wohl ausgedehnte Windwurfflächen.

- ♂♂ entfernen sich von der Phase der Revierbesetzung bis zum Ende der Jungenaufzucht weiter vom Horst als ♀♀, in der Bettelflugphase ist es umgekehrt und in der Nachbrutzeit etwa ausgewogen. Bei 13 in Hessen mit GPS-GSM-Sendern markierten Vögeln lagen die Mediane der Entfernungen zum Brutplatz über alle Phasen von der Revierbesetzung bis zur Nachbrutzeit im Median bei 0,88 km (8 ♂♂) bzw. 0,66 km (5 ♀♀), die 75%-Quartile bei 1,24 bzw. 1,34 km und die Maxima bei 19,95 bzw. 292,97 km. Die Werte liegen niedriger als in anderen Studien, weil die Positionen im Horstbereich mit erfasst wurden; dadurch sind sie nicht direkt vergleichbar. Die Aktionsräume zeigten verglichen mit der Gesamtfläche Hessens einen geringeren Flächenanteil an Wald und Siedlung sowie einen höheren an Agrarland auf (SPATZ et al. 2019, 2021).
- Dass Bodentelemetrie ungenügend ist und zu kleineren Ergebnissen führt als die Satellitentelemetrie, bestätigten GSCHWENG et al. (2014). Bei 2 ♀♀ mit GPS-Sendern lagen die jährlichen MCP 95 zwischen 10,74 und 36,2 km² (3 bzw. 4 Jahre). Lage und Größe der Homeranges variierten von Jahr zu Jahr.
- Nichtbrüter nutzen während der Rotmilan-Brutzeit ungleich größere Räume als Brutvögel. Die lt. definierten Vorgaben regelmäßig genutzten Gebiete lagen bei fünf Vögeln in Sachsen-Anhalt zwischen 401 und 1.160 km². Alle Ind. machten zudem Ausflüge bis 865 km von der Heimatregion entfernt und nutzten dabei weit voneinander entfernte temporäre Aufenthaltsbereiche (MAMMEN et al. 2019).

Abstandsregelungen:

TAK BB

Schutzbereich mind. 1.000 m zum Horst
neu nach AGW-Erlass (BB) 2023 (=BNatSchG 2022)
 Nahbereich: 500 m
 Zentraler Prüfbereich: 1.200 m
 Erweiterter Prüfbereich: 3.500 m

LAG VSW (2007)

Tabubereich 1 km
 Prüfbereich 6 km
LAG VSW (2014)
 MA 1,5 km
 PB 4 km

Bemerkungen:

- Einen signifikanten negativen Zusammenhang zwischen der WEA-Dichte und dem Bestandstrend ermittelten KATZENBERGER & SUDFELDT (2019) auf Landkreisebene für einen Großteil der Fläche Deutschlands. Dabei wird offengelassen, ob das auf Lebensraumbeeinträchtigungen zurückgeht oder auf Verluste durch Kollision. Im Vergleich der Zeiträume 2005-09 und 2010-14 gab es in Landkreisen ohne WEA eine Zunahme um 0,76 Reviere pro TK25-Kartenblatt, bei einer Dichte von 0,1 WEA pro km² einen stabilen Verlauf und bei einer Dichte >0,15 WEA pro km² eine Bestandsabnahme. Im europäischen Vergleich ist Deutschland derzeit fast das einzige Land, in dem der Rotmilan nicht zunimmt.
- Als Grund für die in einigen Bundesländern dennoch gestiegenen oder zumindest stabilen Brutbestände müssen andere bisher wichtige Mortalitätsfaktoren deutlich abgenommen haben. In Frage kommt vor allem eine Reduzierung von Stromschlagopfern durch Sicherung von Mittelspannungsmasten auf Grundlage § 41 BNatSchG und evtl. auch Rückgang illegaler Verfolgung in den Durchzugs- und Überwinterungsgebieten. Für einen generellen Anstieg der Nachwuchsrate gibt es in Deutschland keine Indizien, allerdings zeigte sich in der Schweiz, dass in bestimmten Gebieten regelmäßige Zufütterung die Reproduktion deutlich erhöhte (Bruterfolg, Schlupferfolg und Nestlingsüberleben sign., Zahl flügger Junge stark, aber nicht sign.) (CEREGHETTI 2017). Dies könnte sich auch auf die Nachbarregionen auswirken. NÄGELI et al. (2022) stellten in der Schweiz fest, dass neben der Zufütterung auch die steigenden Frühjahrstemperaturen zum Bestandsanstieg beitrugen.

- Im Landkreis Paderborn (NRW) nahm die Zahl der WEA zwischen 2010 und 2016 von 150 auf 333 zu (0,12 vs. 0,27 WEA/km²); der Rotmilanbrutbestand (inkl. Revierverdacht und Reviere ohne Brutnachweis) blieb weitgehend stabil (Methodenwechsel ab 2012). Es wurde kein sign. Einfluss der WEA auf die Wiederbesetzungsrate von Revieren und Horsten gefunden. Bei den Angaben zum Bruterfolg bleibt u. a. wegen der unterschiedlichen Revierstatusangaben der Bezug unklar („flügge Junge je Brut“). Sieben Kollisionsoffer wurden im Untersuchungszeitraum als Zufallsfunde registriert (FA WIND 2019), allerdings ergaben Stichprobenkontrollen 2018-19 schon 13 Opfer. Auf fachliche Kritik zu FA WIND (2019) ist zu verweisen (NABU 2019).
- Rotmilane neigen in bestimmten Gebieten zur Ausbildung von Schlafplätzen im Spätsommer / Herbst, teils auch schon ab Juni (BOSCHERT et al. 2020), aber auch im Winter (z. B. GEORGE & HELLMANN 2000, RESETARITZ 2006) und manchmal im Frühjahr (HEMMIS et al. 2019). Dabei kann es sich nach JOEST et al. (2012) sowie HEMMIS et al. (2019) auch um Schlafgebiete handeln, die sich über mehrere km² erstrecken und Hunderte Individuen umfassen können (GEORGE & HELLMANN 2000). Der Einflug in die Schlafbäume kann schon am frühen Nachmittag beginnen (HEMMIS et al. 2019) und im Einzelfall bis in die fortgeschrittene Dämmerung stattfinden. Beim gemeinschaftlichen Kreisen vor dem Einfall in die Schlafbäume oder bei störungsbedingtem Auffliegen sind die Milane besonders kollisionsgefährdet, da sie dann unter schlechteren Lichtverhältnissen im Höhenbereich der Rotoren fliegen (JOEST et al. 2012).
- Diese Schlafplätze sollten planerisch berücksichtigt werden (LAG VSW 2014). Im Leitfadens Windenergie Sachsen-Anhalt sind sie bis zu einem Radius von 3 km zu berücksichtigen (MULE 2018).
- Einen Vorschlag zur Ermittlung von Dichtezentren, in denen die Art besonders berücksichtigt und geschützt werden soll, stellen NAGEL et al. (2019) vor.
- Im Hinblick auf Abschaltungen sind die Aktivitäten über den Tag wichtig. PFEIFFER & MEYBURG (2022) stellen im Raum Weimar (TH) anhand 29 GPS-besendeter Ind. (19 ♂♂, 10 ♀♀) fest, dass die Jagdflüge wenige Minuten nach Sonnenaufgang begannen sowie bei ♂♂ 87 min. und bei ♀♀ 154 min. vor Sonnenuntergang endeten. Die größte Flugaktivität gab es in der Zeit der Jungenaufzucht und über die gesamte Anwesenheit im Brutgebiet in den Mittagsstunden.
- Für Abschaltungen im Jahresverlauf ist die enge Horstbindung über den langen Zeitraum von März bis September bei beiden Geschlechtern bedeutsam (SPATZ et al. 2019).

Quellen:

- AEBISCHER, A. (2009): Distribution and recent population changes of the Red Kite in the Western Palaearctic - results of a recent comprehensive inquiry. Proc. Intern. Sympos. Red Kite, 17./18.10.09, Montbéliard, S. 12-14.
- AEBISCHER, A. & P. SCHERLER (2023): [Der Rotmilan. Ein Greifvogel im Aufwind. 232 S., Haupt Verlag, Bern.](#)
- ASCHWANDEN, J., H. STARK & F. LIECHTI (2024): [Flight behaviour of Red Kites within their breeding area in relation to local weather variables: Conclusions with regard to wind turbine mitigation. J. Appl. Ecol. doi:10.1111/1365-2664.14739.](#)
- BECKER, M., T. SPATZ, S. RÖSNER, C. HEUCK, S. THORN, N. FARWIG & D. G. SCHABO (2024): [Rotmilane und Windkraft – Erhöhung der Einschaltgeschwindigkeit von Windenergieanlagen kann zum effektiven Schutz der Art beitragen. Natursch. Landschaftsplanung 56/10: 26-33.](#)
- BELLEBAUM, J., F. KORNER-NIEVERGELT, T. DÜRR, U. MAMMEN (2013): Wind turbine fatalities approach a level of concern in a raptor population. *Journal Nature Conservation* 21: 394-400.
- BERGEN, F. (2001): Untersuchungen zum Einfluss der Errichtung und des Betriebes von Windenergieanlagen auf Vögel im Binnenland. Diss. Univ. Bochum.

- BERGEN, F., L. GAEDICKE, K.-H. LOSKE & C. H. LOSKE (2012): Modellhafte Untersuchungen zu den Auswirkungen des Repowerings von Windenergieanlagen auf verschiedene Vogelarten am Beispiel der Hellwegbörde. Gutachten im Auftrag von Erneuerbar und Effizient e. V., 233 S. + Anlagen.
- BOSCHERT, M., P. GEHMANN, L. THIESS, A. BASSO, P. ANTKOWIAK, F. OERTEL, D. V. DE POEL & S. RÜBSAMEN-VON DÖHREN (2020): Nachbrutzeitlichen Ansammlungen des Rotmilans *Milvus milvus* am Hörnle, Hochschwarzwald. Orn. Mitt. 72: 215-24.
- BÜCHLER, B. (2011): Aktionsräume und Habitatnutzung von benachbarten Rotmilanen. Schriften des Vereins für Geschichte und Naturgeschichte der Baar 54: 133-144.
- BUSCH, M., S. TRAUTMANN & B. GERLACH (2017): Overlap between breeding season distribution and wind farm risks: A spatial approach. Vogelwelt 137: 169-180.
- BUSCHE, G. (2010): Zum brutzeitlichen Aktionsraum eines Rotmilanpaars *Milvus milvus* im Kreis Dithmarschen. Corax 21: 318-320.
- CARDIEL, I. & J. VIÑUELA (2009): The Red Kite *Milvus milvus* in Spain: distribution, recent population trends and current threats. Inform.-dienst Naturschutz Niedersachs., Hannover (29) 3: 181-184.
- CEREGHETTI, E. (2017): Can supplementary feeding explain the breeding success of the red kite (*Milvus milvus*) in Switzerland? Master Thesis, Uni Zürich.
- DÖRFEL, D. (2008): Windenergie und Vögel – Nahrungsflächenmonitoring des Fehner Weißstorchbrutpaars im zweiten Jahr nach Errichtung der Windkraftanlagen. In: KAATZ C. & M. KAATZ (Hrsg.): 3. Jubiläumsband Weißstorch. Loburg: 278-283.
- DRIECHCIARZ, R. & E. DRIECHCIARZ (2009): Vergleichende Untersuchungen zur Jagdstrategie ausgewählter Greifvogelarten und die damit verbundene Nutzungshäufigkeit verschiedener Landschaftselemente. Pop.-ökol. Greifvogel- und Eulenarten. 6: 181-196.
- DÜKER, E. & T. PFEIFFER (2024): Horstkameras und Telemetriedaten liefern Erkenntnisse zu Nahrungsökologie und Mortalität juveniler Rotmilane *Milvus milvus*. Landschaftspfl. u. Natursch. Thüringen 60: 11-17.
- DÜRR, T. (2009): Zur Gefährdung des Rotmilans *Milvus milvus* durch Windenergieanlagen in Deutschland. Inform.-dienst Naturschutz Niedersachs., Hannover (29) 3: 185-191.
- DÜRR, T. & L. RASRAN (2013): Schlagopfer und Gittermasten: Untersuchungen der Fundhäufigkeit, des Brutbestandes und des Bruterfolgs von Greifvögeln in zwei Windparks in Brandenburg. In: HÖTKER, H., O. KRONE & G. NEHLS (Hrsg.): 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: 287-301.
- DÜRR, T. & J. SCHAEFER (2024): Vogelverluste an Windenergieanlagen: Auswertung der zentralen Funddatei für Deutschland zur Phänologie der Verluste. Otis 31: 163-166.
- FA WIND (2019): Rotmilane und Windenergie im Kreis Paderborn – Untersuchung von Bestandsentwicklung und Bruterfolg. 48 S.
- FIEDLER, W. & A. SCHARF (2020): Raumnutzungs- und Flugverhalten von Rotmilanen und Wespenbussarden in Baden-Württemberg unter verschiedenen Witterungs- und Landschaftsbedingungen. Abschlussbericht Max-Planck-Institut, 48 S.
- FIEDLER, W., A. SCHARF & M. SCACCO (2022): Raumnutzungs- und Flugverhalten von Rotmilanen und Wespenbussarden in Baden-Württemberg unter verschiedenen Witterungs- und Landschaftsbedingungen. Abschlussbericht Max-Planck-Institut, Phase II, 64 S.
- GELPKE, C. & M. HORMANN (2012): Artenhilfskonzept Rotmilan (*Milvus milvus*) in Hessen. Gutachten im Auftrag der Staatlichen Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland. Echzell. Aktualisierte Version, 117 S. + 21 S. Anhang.

- GELPKE, C., S. STÜBING, & S. THORN (2015): Aktuelle Ergebnisse zu Raumnutzung, Zugwegen und Bruterfolg hessischer Rotmilane (*Milvus milvus*) anhand von Telemetrie-Untersuchungen. Vogel und Umwelt 21: 149-180.
- GEORGE, K. & M. HELLMANN (2000): Bestandsentwicklungen in benachbarten Überwinterungsgebieten des Rotmilans *Milvus milvus* – Ergebnisse mehrjähriger Synchronzählungen. Pop.-ökol. Greifvogel- u. Eulenarten 4: 243-254.
- GRÜNEBERG, C., R. DRÖSCHMEISTER, D. FUCHS, W. FREDERKING, B. GERLACH, M. HAUSWIRTH, J. KARTHÄUSER, B. SCHUSTER, C. SUDFELDT, S. TRAUTMANN & J. WAHL (2017): Vogelschutzbericht 2013 – Methoden, Organisation und Ergebnisse. Naturschutz und Biologische Vielfalt Heft 157, 230 S., Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz.
- GRÜNKORN, T., J. BLEW, T. COPPACK, O. KRÜGER, G. NEHLS, A. POTIEK, M. REICHENBACH, J. VON RÖNN, H. TIMMERMANN & S. WEITEKAMP (2016): Ermittlung der Kollisionsraten von (Greif)Vögeln und Schaffung planungsbezogener Grundlagen für die Prognose und Bewertung des Kollisionsrisikos durch Windenergieanlagen (PROGRESS). Schlussbericht zum durch das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) im Rahmen des 6. Energieforschungsprogrammes der Bundesregierung geförderten Verbundvorhaben PROGRESS, FKZ 0325300A-D.
- GSCHWENG, M., M. RIEPL & E. K. V. KALKO (2014): Rotmilan (*Milvus milvus*) und Windenergie: Problematik und Praxis bei der Erfassung windkraftsensibler Greifvogelarten. Ber. z. Vogelschutz 51: 61-82.
- HAGGE, N., W. NACHTIGALL, S. HERRMANN & M. STUBBE (2003): Habitatnutzung und Aktionsraumgrößen telemetriertes Rotmilane (*Milvus milvus*) und Schwarzmilane (*Milvus migrans*) im Nordharzvorland. J. Ornithol. 145: 44-45.
- HEMMIS, K., J. BRUNE, H. ILLNER & R. JOEST (2019): Herbstliche Schlafgebiets-Ansammlungen von Rotmilanen (*Milvus milvus*) und ihre Berücksichtigung bei Windenergieplanungen – ein Beispiel aus der Hellwegbörde, Nordrhein-Westfalen. Ber. z. Vogelsch. 56: 33-46.
- HEUCK, C., M. SOMMERHAGE, P. STELBRINK, C. HÖFS, K. GEISLER, C. GELPKE & S. KOSCHKAR (2019): Untersuchung des Flugverhaltens von Rotmilanen in Abhängigkeit von Wetter und Landnutzung unter besonderer Berücksichtigung vorhandener Windenergieanlagen im Vogelschutzgebiet Vogelsberg - Abschlussbericht, 116 S.. Im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Wirtschaft, Energie, Verkehr und Wohnen.
- HÖTKER, H. (2017): Birds: displacement. In: PERROW, M. R. (Hrsg.): Wildlife and Wind Farms, Conflicts and Solutions. Vol. 1: Onshore: Potential Effects: 118-154.
- JENSEN, F. P., E. M. JACOBSEN, J. BLEW & R. RINGGARD (2017): Avoidance behaviour of migrating raptors approaching a Danish offshore windfarm. In: ANONYM (Hrsg.): Conference on Wind Energy and Wildlife Impacts, 6-8 Sept. 2017, Estoril, Portugal, Book of Abstracts: 168-169.
- JOEST, R., J. BRUNEL, D. GLIMM, H. ILLNER, A. KÄMPFER-LAUENSTEIN & M. LINDNER (2012): Herbstliche Schlafplatzansammlungen von Rot- und Schwarzmilanen am Haarstrang und auf der Paderborner Hochfläche in den Jahren 2009 bis 2012. ABU info 33-35: 40-46.
- KATZENBERGER, J. & SUDFELDT, C. (2019): Rotmilan und Windkraft: negativer Zusammenhang zwischen WKA-Dichte und Bestandstrends. Falke 66/11: 12-15.
- KLAMMER, G. (2013): Der Einfluss von Windkraftanlagen auf den Baumfalken (& andere Greifvögel und Eulen). Vortrag Tagung Greifvögel und Eulen, März 2013, Halberstadt.
- KLEIN, K., K. KIEFFER, C. REDEL, P. LORGÉ, J.-F. MAQUET, C. HÖFS, C. HEUCK, P. STELBRINK (2021): Studie zur Habitatnutzung besonderer Rotmilane *Milvus milvus* 2019/2020 im Öslinger Hochplateau unter Berücksichtigung eines vorhandenen Windparks. Regulus Wiss. Berichte 36: 59-74.
- KOLBE, M., B. NICOLAI, R. WINKELMANN & E. STEINBORN (2019): Totfundstatistik und Verlustursachen beim Rotmilan *Milvus milvus* in Sachsen-Anhalt. Vogelwelt 141: 141-153.

- KORNER-NIEVERGELT, P. & F. KORNER-NIEVERGELT (2021): Landnutzung des Rotmilans in Baden-Württemberg II. Auswertung von Telemetriedaten für die Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg. 42 S.
- KÖPPEN, U. (2015): Wiederfundmeldungen des Rotmilans im Archiv der Beringungszentrale Hiddensee für den Zeitraum 1999-2015, Datenauszug vom 09.12.2015
- LAU (LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ) SACHSEN-ANHALT (2014): Artenhilfsprogramm Rotmilan des Landes Sachsen-Anhalt. 160 S.
- LANGGEMACH, T. & T. RYSLAVY (2010): Vogelarten der Agrarlandschaft in Brandenburg – Überblick über Bestand und Bestandstrends. Naturschutz u. Biol. Vielfalt 95: 107-130.
- LANGGEMACH, T., O. KRONE, P. SÖMMER, A. AUE & U. WITTSTATT (2010): Verlustursachen bei Rotmilan (*Milvus milvus*) und Schwarzmilan (*Milvus migrans*) im Land Brandenburg. Vogel & Umwelt 18: 85-101.
- LANGGEMACH, T., T. DÜRR, U. HEIN, S. HEROLD, J. LIPPERT & P. SÖMMER (2023): Verlustursachen beim Rotmilan *Milvus milvus* in Brandenburg im Laufe der letzten drei Jahrzehnte. Vogelwelt 141: 157-177.
- LÖW, S. (2017): Bestandssituation des Rotmilans im Landkreis Gotha - Erfassung von Bestand und Bruterfolg 2017. Ein Beitrag zum Greifvogel-Schutzprogramm des Naturschutzbundes Deutschlands, NABU LV Thüringen, KV Gotha e.V., Unveröff. Gutachten im Auftr. Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie (TLUG), 48 S.
- LOSKE, K.-H. (2020): Erfassung der Flugbewegungen von Rotmilan und Schwarzstorch mit dem Laser-Range-Finder (LRF IV BT) im Windpark Lichtenau-Hassel im Bereich der mit Videokameras bestückten Windkraftanlagen Nr. 1-3. Gutachten im Auftrag von Lackmann Phymetric GmbH.
- MAMMEN, U. (2009): Quo vadis Milvus? Falke 56: 56.
- MAMMEN, U. & K. MAMMEN (2008): Einschätzung der Situation und der Gefährdung des Rotmilans durch WEA in der Querfurter Platte. Unveröff. Gutachten, 22. S.
- MAMMEN, U., K. MAMMEN, L. KRATZSCH, A. RESETARITZ & R. SIANO (2008): Interactions of Red Kites and wind farms: results of radio telemetry and field observations. In: HÖTKER, H. (Hrsg.): Birds of Prey and Windfarms: Analysis of Problems and Possible Solutions, S. 14-21. Doc. Intern. Workshop Berlin 21.-22.10.2008.
- MAMMEN, U., K. MAMMEN, C. STRASSER & A. RESETARITZ (2009): Rotmilan und Windkraft – eine Fallstudie in der Querfurter Platte. Pop.-ökol. Greifvogel- u. Eulenarten 6: 223-231.
- MAMMEN, U. K. MAMMEN, N. HEINRICHS, A. RESETARITZ (2010): Rotmilan und Windkraftanlagen. Aktuelle Ergebnisse zur Konfliktminimierung. Abschlussstagung des Projektes „Greifvögel und Windkraftanlagen: Problemanalyse und Lösungsvorschläge“ am 08.10.2010 in Berlin.
http://bergenhusen.nabu.de/imperia/md/images/bergenhusen/bmuwindkraftundgreifw_ebsite/wka_von_mammen.pdf.
- MAMMEN, K., U. MAMMEN & A. RESETARITZ (2013): Rotmilan. In: HÖTKER, H., O. KRONE & G. NEHLS: 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: 1-337.
- MAMMEN, K., U. MAMMEN & A. RESETARITZ (2017): Red Kite. In: HÖTKER, H., O. KRONE & G. NEHLS (eds.): Birds of Prey and Wind Farms: Analysis of Problems and Possible Solutions. Springer: 13-95.
- MAMMEN, K., U. MAMMEN, A. RESETARITZ, C. KERTH, I. KLEUDGEN, G. JÜNGER & M. STUBBE (2019): Raumnutzung nichtbrütender Rotmilane *Milvus milvus* während der Brutzeit. Vogelwarte 57: 318.

- MAMMEN, U., N. BÖHM, K. MAMMEN, R. UHL, S. ARBEITER, D. NAGL, A. RESEARITZ & J. LÜTTMANN (2023): Prüfung der Wirksamkeit von Vermeidungsmaßnahmen zur Reduzierung des Tötungsrisikos von Milanen bei Windkraftanlagen. BfN-Schriften 669, 241 S.
- MERCKER, M., J. LIEDTKE, T. LIESENJOHANN & J. BLEW (2023): Pilotstudie Probabilistik. Im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. 103 S.
- MULE (Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Energie Sachsen-Anhalt) (2018): Leitfaden Artenschutz an Windenergieanlagen in Sachsen-Anhalt. 47 S.
- NABU (2019): Der Rotmilan und die Windenergie: Problem wegdiskutieren oder lösen? Stellungnahme, 7 S.
https://www.nabu.de/downloads/vogelschutz/Stellungnahme%20NABU%20Rotmilan%20Artenschutz%20WEA_Sep2019_final_layouted.pdf.
- NACHTIGALL, W., M. STUBBE & S. HERRMANN (2010): Aktionsraum und Habitatnutzung des Rotmilans (*Milvus milvus*) während der Brutzeit – eine telemetrische Studie im Nordharzvorland. Vogel & Umwelt 18: 25-61.
- NACHTIGALL, W. & S. HEROLD (2013): Der Rotmilan (*Milvus milvus*) in Sachsen und Südbrandenburg. Jahresbericht zum Monitoring Greifvögel und Eulen Europas. 5. Sonderband. 104 S.
- NÄGELI, M., P. SCHERLER, S. WITCZAK, B. CATITTI, A. AEBISCHER, V. VAN BERGEN, U. KORMANN & M. U. GRÜEBLER (2022): Weather and food availability additively affect reproductive output in an expanding raptor population. Oecologia 198: 125-138.
- NAGEL, H., B. NICOLAI, U. MAMMEN, S. FISCHER & M. KOLBE (2019): Verantwortungsart Rotmilan – Ermittlung von Dichtezentren des Greifvogels in Sachsen-Anhalt. Naturschutz u. Landschaftsplanung 51: 14-19.
- PFEIFFER, T. (2009): Untersuchungen zur Altersstruktur von Brutvögeln beim Rotmilan (*Milvus milvus*). Pop.-ökol. Greifvogel- u. Eulenarten 6: 197-210.
- PFEIFFER, T. & B.-U. MEYBURG (2015): GPS tracking of Red Kites (*Milvus milvus*) reveals fledgling number is negatively correlated with home range size. J. Ornithol. 156: 963-975.
- PFEIFFER, T. & B.-U. MEYBURG (2022): Flight altitudes and flight activities of adult Red Kites (*Milvus milvus*) in the breeding area as determined by GPS telemetry. J. Ornithol. 867-879.
- PORSTENDÖRFER, D. (1994): Aktionsraum und Habitatnutzung beim Rotmilan *Milvus milvus* in Süd-Niedersachsen. Vogelwelt 115: 293-298.
- RASRAN, L., H. HÖTKER & T. DÜRR (2010): Analyse der Kollisionsumstände von Greifvögeln mit Windkraftanlagen. Vortrag auf der Abschlusstagung des Projekts "Greifvögel und Windkraftanlagen: Problemanalyse und Lösungsvorschläge" am 08.11.2010 in Berlin.
- RASRAN, L., U. MAMMEN & B. GRAJETZKY (2010): Modellrechnungen zur Risikoabschätzung für Individuen und Populationen von Greifvögeln aufgrund der Windkraftentwicklung. Vortrag auf der Abschlusstagung des Projekts "Greifvögel und Windkraftanlagen: Problemanalyse und Lösungsvorschläge" am 08.11.2010 in Berlin. (http://bergenhusen.nabu.de/imperia/md/images/bergenhusen/bmuwindkraftundgreifwebsite/modellrechnungen_band_fl__che_rasran.pdf).
- REICHENBACH, M., S. GREULE, T. STEINKAMP, H. REERS, J. AKILI & L. ROSELIUS (2023): Fachgutachten zur Vertiefung des Wissens über das Flugverhalten des Rotmilans im Bereich von Windenergieanlagen (WEA) unter Einsatz des für die Vogelerkennung geeigneten Detektionssystems „IdentiFlight“. Im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Wirtschaft, Energie, Verkehr und Wohnen. 179 S.
- RESCH, F. (2014): Vogelschlag an Onshore-Windenergieanlagen in der Bundesrepublik Deutschland. Bachelorarbeit HNE Eberswalde, Matrikelnr. 221003: 46 S.

- RESETARITZ, A. (2006): Ökologie überwinternder Rotmilane *Milvus milvus* (Linné, 1758) im Nordharzvorland. Jahresbericht zum Monitoring Greifvögel und Eulen Europas. 4. Sonderband. 123 S.
- RIEPL, M. (2008): Aktionsraum und Habitatnutzung von Rot- und Schwarzmilan (*Milvus milvus*, *M. migrans*) auf der Baar, Baden-Württemberg. Diplomarbeit. Universität Osnabrück.
- SCHAEFER, J. (2024): [Vogelverluste an Windenergieanlagen: Auswertung der zentralen Funddatei für Deutschland zur Phänologie der Verluste](#). Masterarbeit TU Bergakademie Freiberg, 81 S.
- SCHAUB, M. (2012): Spatial distribution of wind turbines is crucial for the survival of raptor populations. *Biol. Conserv.* 155: 111-118.
- SCHELLER, W. & E. KÜSTERS (1999): Flughöhen von Greifvögeln und Vogelschläge in Deutschland. *Vogel u. Luftverkehr* 19: 76-96.
- SPATZ, T., D. G. SCHABO, N. FARWIG & S. RÖSNER (2019): Raumnutzung des Rotmilans *Milvus milvus* im Verlauf der Brutzeit: Eine Analyse mittels GPS-basierter Bewegungsdaten. *Vogelwelt* 139: 161-169.
- SPATZ, T., S. RÖSNER, D. G. SCHABO, C. GELPKE & N. FARWIG (2021): Zwischen Revierbildung, Brutphase und Jungenaufzucht: Aktionsräume und Habitatnutzung adulter Rotmilane *Milvus milvus* in Hessen. *Orn. Mitt.* 73: 225-232.
- SPATZ, T., N. FARWIG, S. RÖSNER & D. G. SCHABO (2022a): High collision risk of Red Kites across the entire range of occurring wind speeds. In: SPATZ, T. D. (2022): *What drives you? Space and habitat use of Red Kites (Milvus milvus) across different temporal and spatial scales*: 46-58. Diss. Uni Marburg, 11 S.
- SPATZ, T., N. FARWIG, S. RÖSNER & D. G. SCHABO (2022b): Hohes Kollisionsrisiko von Rotmilanen über die gesamte Spanne der auftretenden Windgeschwindigkeiten. *Vogelwarte* 60: 305.
- SPRÖTGE, M., E. SELLMANN & M. REICHENBACH (2018): *Windkraft Vögel Artenschutz*. Ein Beitrag zu den rechtlichen und fachlichen Anforderungen in der Genehmigungspraxis. Books on demand, Norderstedt, 229 S.
- STRASSER, C. (2006): Totfundmonitoring und Untersuchung des artspezifischen Verhaltens von Greifvögeln in einem bestehenden Windpark in Sachsen-Anhalt. Dipl.-Arb., Trier, 87 S.
- TZSCHACKSCH, S. (2011): *Beobachtungen zum Vorkommen und zum Verhalten der Avifauna in ausgewählten Windparks der Nauener Platte - Schwerpunkt Greifvögel*. Diplomarb. Humboldt-Univers. Berlin, 105 S.
- URQUHART, B. & D. P. WHITFIELD (2016): Derivation of an avoidance rate for red kite *Milvus milvus* suitable for onshore wind farm collision risk modelling. *Natural Research Information Note 7*. Natural Research Ltd, Banchory, UK.
- WAG (Weltarbeitsgruppe Greifvögel und Eulen e. V.) (2013): *Untersuchung von Raumnutzungsmustern des Rotmilans (Milvus milvus) mittels GPS-Satellitentelemetrie im Thüringer EG-Vogelschutzgebiet Nr. 17 als Grundlage zur Managementplanung für bedeutende Lebensräume dieser Vogelart*. Zwischenbericht zum Projekt, 20 S.
- WALZ, J. (2001): Bestand, Ökologie des Nahrungserwerbs und Interaktionen von Rot- und Schwarzmilan 1996-1999 in verschiedenen Landschaften mit unterschiedlicher Milandichte: Obere Gäue, Baar und Bodensee. *Orn. Jh. Bad.-Württ.* 17: 1-212.
- WALZ, J. (2005): *Rot- und Schwarzmilan - Flexible Jäger mit Hang zur Geselligkeit*. Sammlung Vogelkunde. Aula Verlag. Wiesbaden.
- WALZ, J. (2008): Aktionsraumnutzung und Territorialverhalten von Rot- und Schwarzmilanpaaren (*Milvus milvus* und *Milvus migrans*) bei Neuansiedlung in Horstnähe. *Orn. Jh. Bad.-Württ.* 24: 21-38.
- WHITFIELD, D. P. & M. MADDERS (2006): Deriving collision avoidance rates for red kites *Milvus milvus*. *Natural Research Information Note 3*. Natural Research Ltd, Banchory, UK.

1.13. Schwarzmilan (*Milvus migrans*)

Schutzstatus / Gefährdung / Bestandssituation in Brandenburg:

- Anh. I EG-VSRL; streng geschützte Art nach § 7 Abs. 2 Nr. 14 a BNatSchG; jagdbares Wild gem. § 2 BJagdG, ganzjährige Schonzeit
- RL D Ø, RL BB V
- Bestandsanteil BB an D: 15,2 %
- Innerhalb BB Bestandsanteil in SPA (Stand 2006): 45 %
- In D (Stand 2005-09) 6.000-9.000 Paare, davon 1.967-2.198 in SPA (GRÜNEBERG et al. 2017); mit Stand 2016 in D 6.500-9.500 Paare (RYSILAVY et al. 2020).
- BB 2015/16: 1.100-1.350 BP (Rote Liste), zunehmend (MhB)
- EHZ: B (gut)

Gefährdung durch WEA:

- Fundkartei:
 - Bisher 67 Schlagopfer in D dokumentiert (29 aus BB), 55 ad., 6 imm.
 - Zusätzlich 71 Funde in Spanien und 62 in Frankreich
 - 2 unbestimmte Milane in Spanien
 - Vergleichsweise hohe Verluste wurden in Japan festgestellt: 44 von 158 Kollisionsopfern (URA et al. 2015)
- Sehr hohes Schlagrisiko für Altvögel (89 % aller Funde, RESCH 2014), **aktualisiert (Febr. 2025): 90,2 % (n=61)** mit Peaks im April (23,9 %) und Juli (20,9 %) bzw. 64,2 % von April bis Juli, Jungvogelpeak im August 55,6 % (n=9).
- Zug- von Reviervögeln schwer zu trennen: Neun Funde E März / A April können Vögel auf dem Heimzug betreffen (13,4 %), 23 Funde (34,3 %) von August bis Oktober entfallen auf den Wegzug
- SANTOS et al. (2021) fanden im Raum Gibraltar anhand von 135 Schwarzmilanen mit GPS-Sendern keine geschlechts- oder altersspezifischen Unterschiede im Verhalten ziehender Individuen gegenüber WEA. Die Meidungsdistanz zeigte einen Peak bei 700-850 m. Laut einer folgenden Quelle war die Meidung größer, wenn die Vögel durch Wind in Richtung der WEA gedrückt wurden. Oberhalb der WEA ließ sich keine Änderung der Flugrichtung durch die Anlagen feststellen; die Stärke der Aufwinde sowie die WEA-Höhe hatten keinen Einfluss auf die Flugrichtungsänderung. Das festgestellte Flugverhalten scheint nach SANTOS et al. (2022) Erklärungen für die gegenüber vergleichbaren Arten geringeren Kollisionsraten zu liefern.
- Nach DRIECHCIARZ & DRIECHCIARZ (2009) erfolgten in Sachsen-Anhalt 92,8 % der Beutestöße aus dem Jagdflug heraus (n=56).
- 6 % der Gesamtflugzeit im WP entfielen auf kollisionsgefährdete Höhen und Annäherungen auf die Rotorzone (STRASSER 2006), wobei 52 % auf Flughöhen von 71 bis 200 m entfielen. **Bei den in der zentralen Funddatei erfassten Meldungen entfielen allerdings nur 21,4 % (n=42) der Kollisionen auf WEA mit einem Freiraum unterhalb der Rotorzone von >70 m. Bezogen auf die Gesamthöhe entfielen 39,5 % auf Höhen bis 100 m, 44,2 % auf Höhen von >100-150 m, 11,6 % auf Höhen >150-200 m und 4,7 % auf Höhen >200 m.**
- Nach TZSCHACKSCH (2011) entfielen 12 % der Flüge (n=16) auf den Gefahrenbereich der Rotorzone. Mit abnehmender Windparkgröße wurde eine abnehmende Tendenz der Flughöhe beobachtet.
- Bei Untersuchungen in einem brandenburgischen Windpark entfielen 97,1 % der Flugbewegungen, überwiegend beeinflusst durch ziehende Vögel, auf Höhen zwischen 80 und 150 m, jedoch nur 0,7 % auf die Rotorzone der WEA (DÜRR & RASRAN in HÖTKER et al. 2013).
- Im Projekt PROGRESS wurden 40 % der Flugaktivitäten in Rotorhöhe erfasst (n=126). Unter 120 beobachteten Flügen in WPs gab es 11 % Gefahrensituationen (GRÜNKORN et al. 2016).

- MAMMEN et al. (2023) leiten aus ihren GPS-Daten Vermeidungsmaßnahmen im Zusammenhang mit landwirtschaftlicher Bewirtschaftung ab. Auf solchen Flächen zeigt sich zwar eine gesteigerte Aktivität, aber der Lenkungseffekt war begrenzt. Mahdflächen wurden aus bis zu 13 km Entfernung angefliegen.
- Die Funddatei zeigt, dass die nach § 45b BNatSchG mögliche Abschaltung von WEA für 4-6 Wochen zwischen 01. März und 31. August nur eingeschränkt Verluste verhindern kann. Das bestmögliche vierwöchige Zeitfenster deckt nur 30,2 % der bisherigen Verluste in den vorgegebenen sechs Monaten ab; bei sechs Wochen wären es 34,0 % (DÜRR & SCHAEFER 2024).

Lebensraumentwertung:

- Bisher gibt es keine Hinweise auf Meidung von WEA während der Jagd.
- Während der Zugzeit können sich Schwarzmilane bei attraktivem Nahrungsangebot sogar in WPs sammeln (T. DÜRR, unveröff.).
- Aktiv ziehende Schwarzmilane auf dem Herbstzug vermieden jedoch eine Annäherung dichter als 880 m an WEA (Tarifa, Spanien, 77.000 GPS-Fixes von 130 besenderten Ex., MARQUES et al. 2017). Nach einer weiteren Publikation aus dieser Studie wurde der Luftraum über einer Fläche von 674 m um WEA weniger genutzt als es den Erwartungswerten entsprochen hätte, und innerhalb dieses Radius nahm die Raumnutzung zu den WEA hin ab, was insgesamt zu einem Habitatverlust im Flugkorridor führt (MARQUES et al. 2019).
- In einer deutschlandweiten Analyse ermittelten BUSCH et al. (2017) für etwa 5 % der aktuellen Schwarzmilanlebensräume ein Störpotenzial durch die derzeit bestehenden Windkraftanlagen (gemessen an Überlappung von Brutverbreitung und Verteilung der WEA, Ausbaustand 2015). Dabei sind etwa 5 % der deutschen Brutpopulation betroffen.

Aktionsraum:

- Mittels terrestrischer Telemetrie wurden für drei ad. ♂ im Hakegebiet Aufenthaltsräume (MCP 95 %) von 49, 60 und 172 km² festgestellt (HAGGE & STUBBE 2006). Die maximalen Entfernungen vom Horst lagen bei 9,4, 12,8 und 16,0 km.
- Die GPS-Telemetrie zweier ♀♀ in der vorgenannten Region zeigte, dass sich das erfahrenere ♀ mit einer erfolgreichen Brut nur selten (9 % der Zeit) und kurz vom Horst entfernte: in der Brutzeit täglich \bar{x} 1.065 m (max. 3.306 m), in der frühen Aufzucht \bar{x} 165 m (max. 375 m) und in der späteren Aufzucht \bar{x} 4,3 x pro Tag >250 m (max. 2.420 m). Als max. Entfernung vom Horst insgesamt wird 4.710 m angegeben. Das unerfahrenere ♀ war dagegen häufig, lange und über weite Strecken (bis 10.800 m) unterwegs und letztlich auch erfolglos. Nach dem Bruterverlust vergrößerte sich das Homerange weiter (MAMMEN & MAMMEN 2020). **Nach einer späteren GPS-Studie in ST (MAMMEN et al. 2023) wurden bei erfolgreich brütenden Schwarzmilanen 58 % aller flugaktiven Ortungen bis zu einer Entfernung von 2 km um den Horst erfasst.**
- Das Homerange eines ♂ mit GPS-Sender umfasste 60,9 km² (95 % MCP) bzw. 121 km² (95 % Kernel) (MEYBURG & MEYBURG 2009). Der Vogel wurde bis zu 20,7 km vom Horst entfernt geortet.
- Bei RIEPL (2008) MCP (95 %) eines ♂ 16,34 (Bodentelemetrie) und eines ♀ 2,0 km² (Satellitentelemetrie).
- Beobachtungsdaten von WALZ (2008) ergaben während der Jungenaufzucht ein Homerange von 13 km² beim ♀ und mind. 43 km² beim dazugehörigen ♂. Das ♀ verbrachte 94 % der Suchflugzeit in einer Distanz von 2,5 km vom Horst. Zur Zeit des Selbständigwerdens der Jungen während der Getreideernte verringerte sich der Aktionsraum des ♂ auf ca. 6 km², um beim Rückgang der Ernteintensität schnell wieder auf 15 km² zuzunehmen. Bei einer früheren Untersuchung hatte WALZ (2001) im selben Gebiet während der Jungenaufzucht gefunden, dass, wie beim Rotmilan, 70 % der Nahrungssuchflüge in einem Bereich von 2,5 km um den Horst stattfanden; maximale Flugdistanzen betragen 6 km vom Horst. In einem anderen Gebiet umfassten die Aktionsräume eines Paares regelmäßig 13 km² (ca. 2 km um den Horst, maximal 3,5 km).

- Die Distanzen der Nahrungsflächen vom Horst schwanken in Abhängigkeit von der Nahrungsverfügbarkeit erheblich; so flog 1 ♂ 3-4 mal täglich zu einer 12 km entfernten Mülldeponie; ein anderes ♂ flog zu derselben Mülldeponie in einer Entfernung von 17 km nur etwa jeden dritten oder vierten Tag (WALZ 2005).
- Der beflogene Jagdraum kann bis zu 20 km vom Horst entfernt sein ORTLIEB (1998).

Abstandsregelungen:

TAK BB

keine Regelungen

neu nach AGW-Erlass (BB) 2023 (=BNatSchG 2022)

Nahbereich: 500 m

Zentraler Prüfbereich: 1.000 m

Erweiterter Prüfbereich: 2.500 m

LAG VSW (2007)

Tabubereich 1 km

Prüfbereich 4 km

LAG VSW (2014)

MA 1 km

PB 3 km

Bemerkungen:

- Wie beim Rotmilan gibt es nachbrutzeitliche Schlafplätze, die aber weniger Ind. umfassen und weniger lange besetzt sind als jene des Rotmilans (z. B. JOEST et al. 2012), gleichwohl aber auch über Jahre immer wieder besetzt werden können (R. JOEST, mdl. Mitt.).
- Diese Schlafplätze sollten planerisch berücksichtigt werden (LAG VSW 2014).

Quellen:

- BERGEN, F. (2001): Untersuchungen zum Einfluss der Errichtung und des Betriebes von Windenergieanlagen auf Vögel im Binnenland. Diss. Univ. Bochum.
- BUSCH, M., S. TRAUTMANN & B. GERLACH (2017): Overlap between breeding season distribution and wind farm risks: A spatial approach. *Vogelwelt* 137: 169-180.
- CRAMP, S. (Hrsg.) (1977): Handbook of the Birds of Europe the Middle East and North Africa - The Birds of the Western Palearctic. Bd. I Ostrich to Ducks. Oxford University Press.
- DRIECHCIARZ, R. & E. DRIECHCIARZ (2009): Vergleichende Untersuchungen zur Jagdstrategie ausgewählter Greifvogelarten und die damit verbundene Nutzungshäufigkeit verschiedener Landschaftselemente. *Pop.-ökol. Greifvogel- und Eulenarten*. 6: 181-196.
- DÜRR, T. & L. RASRAN (2013): Schlagopfer und Gittermasten: Untersuchungen der Fundhäufigkeit, des Brutbestandes und des Bruterfolgs von Greifvögeln in zwei Windparks in Brandenburg. In: HÖTKER, H., O. KRONE & G. NEHLS (Hrsg.): 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: 287-301.
- DÜRR, T. & J. SCHAEFER (2024): Vogelverluste an Windenergieanlagen: Auswertung der zentralen Funddatei für Deutschland zur Phänologie der Verluste. *Otis* 31: 163-166.
- EICHHORN, M., K. JOHST, R. SEPPELT & M. DRECHSLER (2012): Model-based Estimation of Collision Risks of Predatory Birds with Wind Turbines. *Ecology and Society* 17 (2): 1. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-04594-170201>.
- GRÜNEBERG, C., R. DRÖSCHMEISTER, D. FUCHS, W. FREDERKING, B. GERLACH, M. HAUSWIRTH, J. KARTHÄUSER, B. SCHUSTER, C. SUDFELDT, S. TRAUTMANN & J. WAHL (2017): Vogelschutzbericht 2013 – Methoden, Organisation und Ergebnisse. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* Heft 157, 230 S., Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz.
- GRÜNKORN, T., J. BLEW, T. COPPACK, O. KRÜGER, G. NEHLS, A. POTIEK, M. REICHENBACH, J. VON RÖNN, H. TIMMERMANN & S. WEITEKAMP (2016): Ermittlung der Kollisionsraten von (Greif)Vögeln und Schaffung planungsbezogener Grundlagen für die Prognose und Bewertung des Kollisionsrisikos durch Windenergieanlagen (PROGRESS). Schlussbericht zum durch das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) im Rahmen des 6. Energieforschungsprogrammes der Bundesregierung geförderten Verbundvorhaben PROGRESS, FKZ 0325300A-D.

- HAGGE, N. & M. STUBBE (2006): Aktionsraum und Habitatnutzung des Schwarzmilans (*Milvus migrans*) im nordöstlichen Harzvorland. Pop.-ökol. Greifvogel- u. Eulenarten 5: 325-335.
- JOEST, R., J. BRUNEL, D. GLIMM, H. ILLNER, A. KÄMPFER-LAUENSTEIN & M. LINDNER (2012): Herbstliche Schlafplatzansammlungen von Rot- und Schwarzmilanen am Haarstrang und auf der Paderborner Hochfläche in den Jahren 2009 bis 2012. ABU-Info 33-35: 40-46.
- MAMMEN, U. & K. MAMMEN (2020): Einblicke in die Brutbiologie des Schwarzmilans (*Milvus migrans*) mittels GPS-Telemetrie. Ornithol. Jahresber. Mus. Heineanum 35: 63-72.
- MAMMEN, U., N. BÖHM, K. MAMMEN, R. UHL, S. ARBEITER, D. NAGL, A. RESETARITZ & J. LÜTTMANN 2023: Prüfung der Wirksamkeit von Vermeidungsmaßnahmen zur Reduzierung des Tötungsrisikos von Milanen bei Windkraftanlagen. BfN-Schriften 669, 241 S.
- MARQUES, A. T., C. D. SANTOS, F. HANSSSEN, A.-R. MUÑOZ, A. ONRUBIA, M. WIKELSKI, F. MOREIRA, J. PALMEIRIM & J. P. SILVA (2017): Wind turbines cause functional habitat loss in migratory soaring birds: results from a GPS tracking study with black kites. In: ANONYM (Hrsg.): Conference on Wind Energy and Wildlife Impacts, 6-8 Sept. 2017, Estoril, Portugal, Book of Abstracts: 38-39.
- MARQUES, A. T., C. D. SANTOS, F. HANSSSEN, A.-R. MUÑOZ, A. ONRUBIA, M. WIKELSKI, F. MOREIRA, J. PALMEIRIM & J. P. SILVA (2019): Wind turbines cause functional habitat loss for migratory soaring birds. J. Animal Ecol. 89: 83-103.
- MEYBURG, B.-U. & C. MEYBURG (2009): GPS-Satelliten-Telemetrie bei einem adulten Schwarzmilan (*Milvus migrans*): Aufenthaltsraum während der Brutzeit, Zug und Überwinterung. Pop.-ökol. Greifvogel- u. Eulenarten 6: 243-284.
- ORTLIEB, R. (1998): Der Schwarzmilan. Neue Brehm-Bücherei 100. Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben.
- RESCH, F. (2014): Vogelschlag an Onshore-Windenergieanlagen in der Bundesrepublik Deutschland. Bachelorarbeit HNE Eberswalde, Matrikelnr. 221003: 46 S.
- RIEPL, M. (2008): Aktionsraum und Habitatnutzung von Rot- und Schwarzmilan (*Milvus milvus*, *M. migrans*) auf der Baar, Baden-Württemberg. Diplomarbeit. Universität Osnabrück.
- SANTOS, C. D., R. FERRAZ, A.-R. MUÑOZ, A. ONRUBIA & M. WIKELSKI (2021): Black kites of different age and sex show similar avoidance responses to wind turbines during migration. R. Soc. Open Sci. 8: 201933.
- SANTOS, C. D., H. RAMESH, R. FERRAZ, A. M. A. FRANCO & M. WIKELSKI (2022): Factors influencing wind turbine avoidance behaviour of a migrating soaring bird. Scientif. Reports 12: 6441. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-10295-9>.
- STRASSER, C. (2006): Totfundmonitoring und Untersuchung des artspezifischen Verhaltens von Greifvögeln in einem bestehenden Windpark in Sachsen-Anhalt. Dipl.-Arb., Trier, 87 S.
- TZSCHACKSCH, S. (2011): Beobachtungen zum Vorkommen und zum Verhalten der Avifauna in ausgewählten Windparks der Nauener Platte - Schwerpunkt Greifvögel. Diplomarb. Humboldt-Univers. Berlin, 105 S.
- URA, T., W. KITAMURA & T. ARA (2015): Case examples of avian mortality due to collisions with wind turbines in Japan. In: KÖPPEL, J. & E. SCHUSTER (eds.): Conference on wind energy and wildlife impacts, March 10-12, 2015, Book of Abstracts: 134.
- WALZ, J. (2001): Bestand, Ökologie des Nahrungserwerbs und Interaktionen von Rot- und Schwarzmilan 1996-1999 in verschiedenen Landschaften mit unterschiedlicher Milandichte: Obere Gäue, Baar und Bodensee. Orn. Jh. Bad.-Württ. 17: 1-212.
- WALZ, J. (2005): Rot- und Schwarzmilan - Flexible Jäger mit Hang zur Geselligkeit. Sammlung Vogelkunde. Aula Verlag. Wiesbaden.
- WALZ, J. (2008): Aktionsraumnutzung und Territorialverhalten von Rot- und Schwarzmilanpaaren (*Milvus milvus* und *Milvus migrans*) bei Neuansiedlung in Horstnähe. Orn. Jh. Bad.-Württ. 24: 21-38.

1.14. Seeadler (*Haliaeetus albicilla*)

Schutzstatus / Gefährdung / Bestandssituation in Brandenburg:

- Anh. I EG-VSRL, streng geschützte Art gem. § 7 Abs. 2 Nr. 14 a BNatSchG i. Verb. m. Anhang A EG-VO 338/97; jagdbares Wild gem. § 2 BJagdG, ganzjährige Schonzeit
- RL D Ø, RL BB Ø
- Bestandsanteil BB an D: 26 %
- Innerhalb BB Bestandsanteil in SPA (Stand 2018): 45 %
- In D (Stand 2005-09) 628-643 Paare, davon 327-344 in SPA (GRÜNEBERG et al. 2017); mit Stand 2016 in D 850 Paare (RYSILAVY et al. 2020).
- BB 2019: 211 BP/Rev., zunehmend (MsB)
- EHZ: B (gut)

Gefährdung durch Kollision:

- Bei Verrechnung verschiedener Kollisions-Indizes stufen SPRÖTGE et al. (2018) das Mortalitätsrisiko beim Seeadler an WEA in der zweithöchsten Stufe („sehr hoch“) ein.
- Fundkartei:
 - 296 Schlagopfermeldungen (109 aus BB aus 76 WPs, davon 74 zufällig gefunden, 3 im Rahmen von Monitoring und 4 bei Stichprobenkontrollen)
 - Fundmeldungen je WP: 184 x 1, 30 x 2, 8 x 3, 6 x 4, 1 x 5; damit wurden in 19,1 % der WPs mit Fundmeldungen mehrere S. gefunden. Dies entspricht 38,0 % aller Meldungen; in BB 41,8 % der Funde in 21,7 % der WPs mit Fundmeldungen, dort in 3 WPs max. 4 Funde.
 - weitere 276 aus anderen europäischen Staaten, vor allem Skandinavien (u. a. AHLÉN 2010, BEVANGER et al. 2010, NYGÅRD et al. 2010): 150 x Norwegen, 58 x Schweden, 30 x Dänemark, 13 x Österreich, 11 x Polen, 7 x Finnland, 4 x Niederlande, je 1 x Griechenland, Estland und Tschechei.
 - Allein im WP Smøla (Norwegen) starben zwischen 2005 und 2021 116 Seeadler (6,8 pro Jahr) (STOKKE et al. 2021) [und bis Nov. 2023 140 \(T. Nygård, schriftl. Mitt.\)](#). April / Mai sind dort die Monate mit den meisten Kollisionen, mehr als die Hälfte der Funde waren Altvögel (BEVANGER et al. 2010b).
- Bisher erst sieben Verluste von den für die Reproduktion besonders wichtigen Brutvögeln, die sich einem Horst zuordnen ließen, sowie vier von immaturren und zwei von subadulten - die bisherige Freihaltung des 3-km-Bereiches ist daher als sehr erfolgreich für den Schutz von Individuen und Brutplätzen anzusehen, da sich dadurch das Mortalitätsrisiko von Brutvögeln offensichtlich senken und der Bruterfolg stabilisieren lässt.
- [Bei besenderten Jungvögel in Dänemark lagen im September noch 15 % der Lokalisationen im 300m-Bereich um das Nest; erste Erkundungsflüge >2 km vom Horst entfernt erfolgten im Mittel mit 106,9 \(♀\) bzw. 115,2 \(♂\) Tagen, so dass WEA-freie Bereiche um die Horste zumindest zeitweilig auch die juv. schützen \(ESKILDSEN et al. 2024\).](#)
- hohes Schlagrisiko, auch außerhalb des 6-km-Radius
- Unter 415 Seeadlerverlusten in BB zwischen 1990 und 2013 insgesamt 8,8 % Windkraftopfer, zwischen 2008 und 2013 jedoch schon 16,7 % (LANGGEMACH et al. 2013), von 2014 bis 2019 weiterer Anstieg auf 23,1 % (n=134), [sowie von 2019 bis 2024 auf 28,0 % \(n=150\)](#).
- In Österreich steht Kollision mit WEA an zweiter Stelle der Verlustursachen von Seeadlern (20,6 % von n=63), obwohl es zu Beginn des Untersuchungszeitraumes 1999-2021 diese Todesursache praktisch noch gar nicht gab (PROBST et al. 2022).
- Im Jahresverlauf fallen zwei Peaks bei den Kollisionen auf: 35,8 % erfolgten A März bis A Mai und ebenfalls 35,8 % E August bis A November (n=165, 2002-2019); hierbei stach keine Altersklasse besonders hervor. Jungvögel sind ab dem Flüggewerden kollisionsgefährdet (früheste Kollision mit einer WEA: 3. Junidekade) (DÜRR 2019).
- 81 Verluste in D mit bekanntem Alter setzten sich so zusammen: 1. KJ 14,8 %, 2. KJ 12,3 %, 3. KJ 8,6 %, >3. KJ 64,2 % (RESCH 2014).

- Nach HEUCK et al. (2020), die Seeadlerverluste in D auswerten, sind ♂♂ durch Windkraft mehr gefährdet als ♀♀, was bei territorialen ad. zwar mit der größeren Jagdaktivität in der Brutzeit erklärt werden könnte, jedoch mit zunehmendem Alter abnahm. Hingegen besteht nach dieser Studie unter Berücksichtigung der demografischen Situation keine Altersabhängigkeit der Kollisionsgefährdung.
- Im Projekt PROGRESS wurden 29 % der Flugaktivitäten in Rotorhöhe erfasst (n=110). Unter 100 beobachteten Flügen in WPs gab es 11 % Gefahrensituationen (GRÜNKORN et al. 2016).
- Subadulte Seeadler in Finnland verbrachten über Land 28 % der Flugzeit im risikanten Höhenbereich von 50-200 m, über der See 19 %. Die Wahrscheinlichkeit, mit einem der existierenden WPs entlang der finnischen Küste zusammenzutreffen, variierte um mehr als das Tausendfache und war selbst bei benachbarten WPs sehr unterschiedlich (TIKKANEN et al. 2018).
- Anhand genetischer Untersuchungen von Federproben territorialer Seeadler wurde an der finnischen Ostseeküste ermittelt, dass die jährliche Überlebensrate um 7,6 % reduziert ist, wenn es WEA im 5km-Radius um den Brutplatz gibt. Derzeit betrifft dies nur 4-5 % der BP in Finnland, aber der abzusehende Anstieg könnte die Population gefährden (NEBEL et al. 2024).
- In den Niederlanden flogen Seeadler 34 % der Flugzeit in der regional üblichen Rotorhöhe (25-225 m) (BUIJ et al. 2022).
- Insgesamt hoher Anteil anthropogener Verlustursachen, vor allem Bleivergiftung, Bahnkollision und Stromschlag (KRONE et al. 2002, MLUV 2005, MÜLLER et al. 2007).
- Ein in NO-Deutschland mit GPS-Sender markiertes Revier-♀ hatte 121 WEA innerhalb seines Homeranges und flog innerhalb von 142 Tagen Telemetriedauer (Januar bis Juni) an 15 Tagen in den WP, vor allem in den Monaten Februar und April. Als attraktiv wurden hier Kleingewässer, Forstränder und Geländeerhebungen angesehen. Drei (von 16) nicht territorialen Vögeln mit GPS-Sender, die in WPs lokalisiert wurden, hatten durchweg Flughöhen innerhalb der Rotorzone (29-60 m). Ein Adler, der vorher nie im WP lokalisiert wurde, kollidierte nach sechs Jahren Telemetrie dann doch an einer WEA (KRONE & TREU 2018).
- Auf der gut untersuchten Insel Smøla (Norwegen) sank der Brutbestand im Umfeld eines WP von 13 auf 5 Paare, und es gab nach der Errichtung von WEA signifikant sinkenden Bruterfolg durch erhöhte Altvogelmortalität, verstärkte Störungen und Habitatverluste (NYGÅRD et al. 2010, DAHL et al. in MAY & BEVANGER 2011). In einem Populationsmodell war das Überleben von Altvögeln der einflussreichste Parameter für die Populationsentwicklung (NYGÅRD et al. 2017).
- Die Zahl der Kollisionen wird im WP Smøla auf 0,11 pro WEA und Jahr bzw. jährlich 7,8 Seeadler im gesamten Windpark geschätzt. Für ein anderes norwegisches Gebiet (Hitra) werden mind. 0,06 tote Seeadler pro WEA und Jahr angegeben (BEVANGER et al. 2010a,b, MAY et al. 2013).
- Die Untersuchungen im WP Smøla (70 m Nabenhöhe, 40 m Rotorblätter) zeigten, dass 50 % der kollidierten Seeadler etwa 42 m vom Mastfuß entfernt landen (HUSO et al. 2023).
- Durch Schwarzfärbung eines der drei Rotorblätter von vier WEA im WP Smøla ließen sich in einem Langzeitversuch (7,5 Jahre vorher, 3,5 Jahre mit Färbung) die Kollisionsverluste von Vögeln verglichen mit den nicht gefärbten Kontrollanlagen um 72 % senken (Moorschneehühner ausgeklammert, da eher an Masten kollidierend). Der Seeadler war dabei die Art mit dem größten Effekt (vorher 6 Kollisionen gegenüber 1 in der Kontrollgruppe, nach Färbung jeweils Null). Ein Ausweichen mit höheren Kollisionen an Nachbar-WEA ließ sich nicht feststellen (MAY et al. 2020).
- LOSKE (2017) ermittelte in der Uckermark (BB) bei 320 Beobachtungen, die in Intervalle von 30 Sekunden unterteilt wurden, 61 % Streckenflüge, 18 % Kreisen, 16 % Gleitflüge und 5 % Interaktionen. Mit 74 % waren bodennahe Flüge bis 30 m ungewöhnlich häufig (23 % 31-90 m, 3 % >90 m). Sie resultierten aus einem Unterfliegen der Rotorzone während der Querung des WP, dem die Adler mit Lage im Hauptflugkorridor nicht auswichen.

- Während einer Voruntersuchung zu einem WP in der UM (BB) entfielen 19 % aller registrierten Überflüge (n=16) auf Flughöhen bis 80 m, 62 % auf 81-200 m und 19 % auf >200 m (ANDREES 2017).
- Junge Seeadler in Finnland verblieben nach dem Ausfliegen zunächst in einem kleinen Radius um den Horst, wobei 50 % der Aktivitäten regulär um den Horst verteilt waren, während 95 % schon ein elfmal so großes Gebiet abdeckten und eine irreguläre Form bildeten, wobei sich die Vögel in den ersten 75 Tagen nach dem Ausfliegen im Mittel bis etwa 4 km vom Horst entfernten (GPS-Telemetrie-Daten, BALOTARI-CHIEBAO et al. 2016). Bis zum Eintritt in das Brutgeschäft besuchten die Jungadler weite Teile des Landes, vor allem jedoch Bereiche ohne nennenswerte menschliche Infrastruktur wie Küsten oder Inseln. Dabei berührten sie die meisten der für die Windkraftnutzung vorgesehenen Bereiche, wobei die Präsenz dort nicht über dem mittleren Erwartungswert lag (BALOTARI-CHIEBAO et al. 2018).
- Eine Analyse in Mecklenburg-Vorpommern (MV) zeigt, dass nicht nur die Dichte von WEA ein Prädiktor für Kollisionen ist, sondern auch die Habitatqualität. WEA in guten Lebensräumen steigern das Kollisionsrisiko, weshalb bei besonders empfindlichen Arten die Habitatqualität zusätzlich zur Brutplatzdichte herangezogen werden sollte, wenn es um Windkraftplanungen geht (z. B. auch im Fall von Datenlücken) (HEUCK et al. 2019).
- Dass Abstandskriterien demnach nur einen Teil des Problems lösen, bestätigt DÜRR (2019), der weniger Kollisionsopfer in MV (bei mehr Adlern) gegenüber BB (48 vs. 60) mit der in MV deutlich geringeren Dichte von WEA erklärt (8,3 vs. 13,0 WEA/100 km²).
- SCHIPPERS et al. (2020) stellten auf der Basis eines Populationsmodells fest, dass bei 1 % zusätzlicher Mortalität durch WEA eine Population innerhalb von 10 Jahren um 2-3 % sinkt. Bei 10 % zusätzlicher Mortalität läge der Rückgang bei etwa 20 %. Der prozentuale Einfluss auf die Population ist größer als der prozentuale Anstieg der Mortalität.
- Die Funddatei zeigt, dass die nach § 45b BNatSchG mögliche Abschaltung von WEA für 4-6 Wochen zwischen 01. März und 31. August nur eingeschränkt Verluste verhindern kann. Das bestmögliche vierwöchige Zeitfenster deckt nur 35,2 % der bisherigen Verluste in den vorgegebenen sechs Monaten ab; bei sechs Wochen wären es 46,0 %. Allerdings liegen überhaupt nur 55,6 % der Kollisionen in diesen sechs Monaten (DÜRR & SCHAEFER 2024).

Lebensraumentwertung:

- Keine Meidung der WEA im Nahrungsrevier (z. B. KRONE & SCHARNWEBER 2003, MÖCKEL & WIESNER 2007, KRONE et al. 2008, 2017, HOEL 2008, BEVANGER et al. 2010b), teils eher Eindruck aktiven Aufsuchens von WEA (P. SÖMMER, mdl. Mitt.).
- TRAXLER et al. (2013) stellten in Österreich im Winter „ein gewisses Meidungsverhalten“ fest (viermal so viele Ind. außerhalb als innerhalb der WP-Flächen).
- Erste Brutansiedlungen und Fortbestand von Horsten in Entfernung < 3 km bis 650 m von WEA bekannt (n=5), Bruterfolg der Paare unterschiedlich
- Störungen in WEA-Nähe durch Bau, Erschließung, Wartung usw. wahrscheinlicher als durch WEA selbst.
- Bruterfolg von 7 auswertbaren Brutreviere mit WEA im Schutzbereich: 3 x unterdurchschnittlich, 1 x durchschnittlich (dabei eine Altvogelkollision 2.600 m vom Horst, seit 2009 erfolglos), 3 x überdurchschnittlich, aber 1 x Kollision eines juv. nach dem Ausfliegen
- DAHL et al. (2012) fanden in Norwegen noch in 3 km Entfernung zu WEA reduzierten Bruterfolg.

- Auf der norwegischen Insel Smøla war eine Verdrängung/Meidung (displacement) messbar, ausgedrückt in insgesamt 40 % relativer Reduzierung der Habitatnutzung. Die Verdrängung war im zweiten und dritten Kalenderjahr ausgeprägter als im ersten. Im Frühling war sie reduziert, einhergehend mit der erhöhten Flugaktivität in dieser Zeit, die wiederum zu den erhöhten Verlusten in dieser Zeit passt (MAY et al. 2013). Andererseits zeigte sich bei systematischen Beobachtungen im Bereich des Windparks keine klare Meidung der einzelnen WEA, allerdings im WP gegenüber einer Kontrollfläche geringe Flugaktivität von ad. gegenüber subad. (DAHL et al.2013).
- BALOTARI-CHIEBAO et al. (2016) fanden in Finnland einen negativen Einfluss von WEA in Brutplatznähe auf den Bruterfolg: Bei Brutplätzen bis zu 4 km Abstand von WEA fiel der Anteil erfolgreicher Paare unter den für die Ostseepopulation empfohlenen Schwellenwert von 60 %. Als Hauptursache wird Altvogelmortalität angenommen, wobei auch der Einfluss von Störungen nicht sicher auszuschließen ist. Die Mortalität von juv. nach dem Ausfliegen war hingegen unbeeinflusst.
- LOSKE (2017) ermittelte in einem Brutrevier in der UM (BB) mit 50 WEA im Radius von 750 bis 4.000 m um den Horst zwar erfolgreichen Brutverlauf, jedoch verschwand der Jungvogel in der frühen Bettelflugphase, nachdem er mit der Erkundung des WP begonnen hatte.

Aktionsraum:

- $62 \pm 35 \text{ km}^2$; Synchronbeobachtungen, n=8 Brutpaare (STRUWE-JUHL 1996)
- 11-84 km^2 , davon 95 % in (1)-15 km^2 Telemetrie, n=5 Altdler (KRONE in www.seeadlerforschung.de); ♀ mit GPS-Sender 4,53 km^2 (95 % Kernel Aktionsraum) bzw. 8,22 km^2 (95 % Minimum Konvex Polygon) – niedrige Werte in einem optimalen Lebensraum bei hoher Siedlungsdichte (KRONE et al. 2009).
- Homeranges von 8 territorialen GPS-markierten Seeadlern in NO-Deutschland rangierten zwischen 25,7 und 669,7 km^2 und im Mittel 288,2 km^2 (95 % Kernel: 2,4 bis 83,7 km^2 , Mittel 11,9 km^2). Geschlecht und Brutstatus hatten keinen Einfluss auf die Homerange-Größe. Nur ein Vogel blieb durchgehend innerhalb des 3-km-Radius, während alle anderen regelmäßig auch außerhalb davon flogen (KRONE & TREU 2018).
- Gewässer spielen wichtige Rolle als Nahrungsreviere, aber durch flächige Suche nach Aas (vor allem im Winterhalbjahr) und die zunehmende Nutzung der Agrarlandschaft, die sich auch in den Beutelisten widerspiegelt, lässt sich die Raumnutzung nur bedingt auf konkrete Flugbahnen einschränken.
- Jungvögel verlassen im Mittel das elterliche Territorium 93 Tage nach dem Flüggewerden, nachdem sie schon vorher auf Exkursionen die Umgebung erkunden (ENGLER & KRONE 2021).
- Dnach haben die Jungvögel riesige Aktionsräume, die nicht durch TAK zu fassen sind, z. B. MEYBURG et al. (1994), KRONE et al. (2008), Ablesung in Brandenburg geborenen Adlers in Bayern als Brutvogel (D. SCHMIDT, mdl. Mitt.).
- Während einer Raumnutzungsanalyse an einem BP in der Uckermark (BB) nutzten die Vögel zwischen E Februar und M Juli nahezu den gesamten Radius von 2 km um den Horst mit einem großen Anteil ungerichteter Flüge und Thermikkreisen. Erst darüber hinaus gehend zeigten sie überwiegend gerichtete Flüge, die neben einer Konzentration in Richtung der Hauptnahrungsgebiete in geringerem Anteil auch in alle anderen Sektoren wiesen (LOSKE 2017).
- „Die Bindung an den Horst ist das ganze Jahr vorhanden, er ist der ruhende Pol“ (FISCHER 1959). Die Bautätigkeit am Horst erstreckt sich über das gesamte Jahr (FISCHER 1984).

Abstandsregelungen:

TAK BB

Schutzbereich 3 km zum Horst
 Im 6-km-Radius Freihalten eines 1 km breiten Flugkorridors zwischen Horst und Nahrungsgewässern
neu nach AGW-Erlass (BB) 2023 (=BNatSchG 2022)
 Nahbereich: 500 m
 Zentraler Prüfbereich: 2.000 m
 Erweiterter Prüfbereich: 5.000 m

LAG VSW (2007)
 Tabubereich 3 km
 Prüfbereich 6 km
LAG VSW (2014)
 MA 3 km
 PB 6 km

Bemerkungen:

- Nach GPS-Telemetrie von 25 Seeadlern in Norddeutschland schlagen KRONE & TREU (2018) vor, einen Schutzbereich von 3 km um Seeadlerhorste sowie Flugkorridore zu den Nahrungsgründen zu einem internationalen Standard zu machen, um zumindest die Brutvögel vor Kollisionen zu schützen.
- In nahrungsreichen Gebieten kann es zu Schlafplatzansammlungen kommen, die durchaus 40, 70 oder mehr Ind. umfassen können (W. NACHTIGALL, J. MUNDT, mdl. Mitt.). Diese Schlafplätze sollten planerisch berücksichtigt werden (LAG VSW 2014).

Quellen:

- AHLÉN, I. (2010): Fåglar och Vindkraftverk. Skärgård 3: 8-11.
- ANDREES, S. (2017): Windpark Tantow. Raumnutzungserfassung Schreiadler und Seeadler 2017. Unveröff. Gutachten Natur+Text GmbH, Rangsdorf im Auftr. EnBW Windkraftprojekte GmbH, Stuttgart: 7 S.
- BALOTARI-CHIEBAO, F., J. E. BROMMER, T. NIINIMÄKI & T. LAAKSONEN (2016): Proximity to wind-power plants reduces the breeding success of the white-tailed eagle. *Animal Cons.* 19: 265-272.
- BALOTARI-CHIEBAO, F., A. VILLERS, A. IJÄS, O. OVASKAINEN, S. REPKA & T. LAAKSONEN (2016): Post-fledging movements of white-tailed eagles: Conservation implications for wind-energy development. *Ambio* 45: 831-840.
- BALOTARI-CHIEBAO, J. E. BROMMER, P. SAUROLA, A. IJÄS & T. LAAKSONEN (2018): Assessing space use by pre-breeding white-tailed eagles in the context of wind-energy development in Finland. *Landscape & Urban Planning* 177: 251-258.
- BEVANGER, K., E. L. DAHL, J. O. GJERSHAUG, D. HALLEY, F. HANSSSEN, T. NYGÅRD, M. PEARSON, H. C. PEDERSEN & O. REITAN (2010a): Avian post-construction studies and EIA for planned extension of the Hiltra wind-power plant. NINA Report 503, 68 S.
- BEVANGER, K., BERNTSEN, F., S. CLAUSEN, E. L. DAHL, Ø. FLAGSTAD, A. FOLLESTAD, D. HALLEY, F. HANSSSEN, L. JOHNSEN, P., KVALØY, P. LUND-HOEL, R. MAY, T. NYGÅRD, H. C. PEDERSEN, O. REITAN, E. RØSKAFT, Y. STEINHEIM, B. STOKKE & R. VANG (2010b): Pre- and post-construction studies of conflicts between birds and wind turbines in coastal Norway (Bird-Wind). Report on findings 2007-2010. NINA Report 620, 152 S.
- BUIJ, R., S. MOONEN, T. SCHAUB, K. JANSSENS, J. MAÑAS, G. MÜSKENS, S. VAN RIJN & D. VAN STRAALLEN (2022): [Het risico op aanvaringen met windturbines van zeearend en bruine kiekendief in Flevoland. Uni Wageningen, Rapport 3169, 63 S.](#)
- DAHL, E. L., K. BEVANGER, T. NYGÅRD, E. RØSKAFT & B. G. STOKKE (2012): Reduced breeding success in white-tailed eagles at Smøla windfarm, western Norway, is caused by mortality and displacement. *Biol. Cons.* 145: 79-85.
- DAHL, E. L., R. MAY, P. L. HOEL, K. BEVANGER, H. C. PEDERSEN, E. RØSKAFT & B. G. STOKKE (2013): [White-tailed Eagles \(*Haliaeetus albicilla*\) at the Smøla Wind-Power Plant, Central Norway, Lack Behavioral flight Responses to Wind Turbines. *Wildlife Soc. Bull.* 37: 66-74.](#)
- DÜRR, T. (2019): Seeadlerverluste an Windenergieanlagen in Deutschland. Großvogelschutz im Wald, Jahresbericht 2019 der Projektgruppe Seeadlerschutz Schleswig-Holstein: 23-24.
- DÜRR, T. & J. SCHAEFER (2024): [Vogelverluste an Windenergieanlagen: Auswertung der zentralen Funddatei für Deutschland zur Phänologie der Verluste. *Otis* 31: 163-166.](#)
- ENGLER, M. & O. KRONE (2021): Movement patterns of the White-tailed Sea Eagle (*Haliaeetus albicilla*): post-fledging behaviour, natal dispersal onset and the role of the natal environment. *Ibis* doi: 10.1111/ibi.12967.
- ESKILDSEN, D. P., N. Y. ALI, J. C. LARSEN, K. THORUP, K. SKELMOSE & A. P. TØTTRUP (2024): [Survival, Nest Site Affiliation and Post-Fledging Movements of Danish White-Tailed Eagles \(*Haliaeetus albicilla*\). *Diversity* 16, 314. doi.org/10.3390/d16060314.](#)
- FISCHER, W. (1959): Die Seeadler. Neue Brehm-Bücherei 221, 1. Auflage. 139 S.
- FISCHER, W. (1984): Die Seeadler. Neue Brehm-Bücherei 221. 4. Auflage, 192 S.

- GRÜNEBERG, C., R. DRÖSCHMEISTER, D. FUCHS, W. FREDERKING, B. GERLACH, M. HAUSWIRTH, J. KARTHÄUSER, B. SCHUSTER, C. SUDFELDT, S. TRAUTMANN & J. WAHL (2017): Vogelschutzbericht 2013 – Methoden, Organisation und Ergebnisse. Naturschutz und Biologische Vielfalt Heft 157, 230 S., Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz.
- GRÜNKORN, T., J. BLEW, T. COPPACK, O. KRÜGER, G. NEHLS, A. POTIEK, M. REICHENBACH, J. VON RÖNN, H. TIMMERMANN & S. WEITEKAMP (2016): Ermittlung der Kollisionsraten von (Greif)Vögeln und Schaffung planungsbezogener Grundlagen für die Prognose und Bewertung des Kollisionsrisikos durch Windenergieanlagen (PROGRESS). Schlussbericht zum durch das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) im Rahmen des 6. Energieforschungsprogrammes der Bundesregierung geförderten Verbundvorhaben PROGRESS, FKZ 0325300A-D.
- HEUCK, C., C. HERRMANN, C. LEVERS, P. J. LEITÃO & O. KRONE (2019): Wind turbines in high quality habitat cause disproportionate increases in collision mortality of the white-tailed eagle. *Biol. Cons.* 236: 44-51.
- HEUCK, C., C. HERRMANN, J. WENDT, O. KRONE, R. BRANDL & J. ALBRECHT (2020): Sex-but not age-biased wind turbine collision mortality in the White-tailed Eagle *Haliaeetus albicilla*. *J. Ornithol.* 161: 753-757.
- HOEL, P. L. (2008): Do wind power developments affect the behaviour of White-tailed Sea Eagles on Smøla? In: HÖTKER, (Hrsg.): Birds of Prey and Windfarms: Analysis of Problems and Possible Solutions, S. 44-49. Doc. Intern. Workshop Berlin 21.-22.10.2008.
- HUSO, M., D. DALTHORP, J. MINTZ, T. NYGÅRD & R. MAY (2023): Modeling the Spatial Distribution of Carcasses of Eagles Killed by Wind Turbines. *J. Raptor Research* 57: 456–467.
- KRONE, O., T. LANGGEMACH, P. SÖMMER & N. KENNTNER (2002): Krankheiten und Todesursachen von Seeadlern (*Haliaeetus albicilla*) in Deutschland. *Corax* 19, Sonderheft 1: 102-108.
- KRONE, O. & C. SCHARNWEBER (2003): Two White-Tailed Sea Eagles (*Haliaeetus albicilla*) collide with Wind Generators in Northern Germany. *J. Raptor Res.* 37 (2): 174-176.
- KRONE, O., M. GIPPERT, T. GRÜNKORN & T. DÜRR (2008): White-tailed Sea Eagles and wind power plants in Germany – preliminary results. In: HÖTKER, H. (Hrsg.): Birds of Prey and Windfarms: Analysis of Problems and Possible Solutions, S. 44-49. Doc. Intern. Workshop Berlin 21.-22.10.2008.
- KRONE, O., A. BERGER & R. SCHULTE (2009): Recording movement and activity pattern of a White-tailed Sea Eagle (*Haliaeetus albicilla*) by a GPS datalogger. *J. Ornithol.* 150: 273-280.
- KRONE, O., M. GIPPERT, T. GRÜNKORN & G. TREU (2010): Greifvögel und Windkraftanlagen: Problemanalyse und Lösungsvorschläge. Teilprojekt Seeadler (http://bergenhusen.nabu.de/imperia/md/images/bergenhusen/bmuwindkraftundgreif_website/vortrag_ber_seeadler_von_krone.pdf).
- KRONE, O., G. TREU, T. GRÜNKORN & G. NEHLS (2017): White-tailed Sea Eagle – Summary and Conclusions. In: HÖTKER, H., O. KRONE & G. NEHLS (eds.): Birds of Prey and Wind Farms: Analysis of Problems and Possible Solutions. Springer: 255-257.
- KRONE, O. & G. TREU (2018): Movement Patterns of White-Tailed Sea Eagles Near Wind Turbines. *J. Wildl. Managem.* doi: 10.1002/jwmg.21488.
- LANGGEMACH, T., B. BLOCK, P. SÖMMER, R. ALTENKAMP & K. MÜLLER (2013): Verlustursachen beim Seeadler in Brandenburg und Berlin. *Großvogelschutz im Wald* 2013: 28-32.
- LOSKE, K.-H. (2017): Aktionsraumanalyse für den Seeadler im Windfeld Wilsickow (Gemeinde Uckerland, Kreis Uckermark). Unveröff. Gutachten Ing. Büro Landschaft & Wasser Dr. Karl-Heinz Loske, Salzkotten-Verlar im Auftr. Tandem GmbH, Bremen: 48 S.
- MAY, R. & K. BEVANGER (eds.) (2011): Proceedings Conference on Wind energy and Wildlife impacts, 2-5 May 2011, Trondheim, Norway.

- MAY, R., T. NYGÅRD, E. L. DAHL & K. BEVANGER (2013): Habitat Utilization in White-tailed Eagles (*Haliaeetus albicilla*) and the Displacement Impact of the Smøla Wind-Power Plant. *Wildlife Soc. Bull.* 37: 75-83.
- MAY, R., T. NYGÅRD, U. FALKDALEN, J. ÅSTRÖM, Ø. HAMRE & B. G. STOKKE (2020): Paint it black: Efficacy of increased wind turbine rotor blade visibility to reduce avian fatalities. *Ecology and Evolution*. <https://doi.org/10.1002/ece3.6592>.
- MEYBURG, B.-U., T. BLOHM, C. MEYBURG, I. BÖRNER & P. SÖMMER (1994): Satelliten- und Bodentelemetrie bei einem jungen Seeadler *Haliaeetus albicilla* in der Uckermark: Wiedereingliederung in den Familienverband, Bettflug, Familienauflösung, Dispersion und Überwinterung. *Vogelwelt* 115: 115-120.
- MLUV (Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz Brandenburg) (2005): Artenschutzprogramm Adler.
- MÖCKEL, R. & T. WIESNER (2007): Zur Wirkung von Windkraftanlagen auf Brut- und Gastvögel in der Niederlausitz (Land Brandenburg). *Otis* 15 (Sonderheft): 1-133.
- MÜLLER, K., R. ALTENKAMP & L. BRUNNBERG (2007): Morbidity of Free-Ranging White-Tailed Sea Eagles (*Haliaeetus albicilla*) in Germany. *Journal of Avian medicine and surgery* 21, 4: 265-274.
- NEBEL, C., T. STJERNBERG, H. TIKKANEN & T. LAAKSONEN (2024): Reduced survival in a soaring bird breeding in wind turbine proximity along the northern Baltic Sea coast. *Biol. Cons.* 294: 110604. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110604>.
- NYGÅRD, T., K. BEVANGER, E. L. DAHL, Ø. FLAGSTAD, A. FOLLESTAD, P. L. HOEL, R. MAY & O. REITAN (2010): A study of White-tailed Eagle *Haliaeetus albicilla* movements and mortality at a windfarm in Norway. *BOU Proceedings – Climate Change and Birds*. <http://www.bou.org.uk/bouproc-net/ccb/nygard-et-al.pdf>.
- NYGÅRD, T., E. L. DAHL, Ø. FLAGSTAD, U. FALKDALEN, B. G. STOKKE & R. MAY (2017): Where eagles dare: understanding collision risks, behavioural patterns and population impacts of white-tailed eagles at Smøla Windfarm, Norway. In: ANONYM (Hrsg.): *Conference on Wind Energy and Wildlife Impacts*, 6-8 Sept. 2017, Estoril, Portugal, Book of Abstracts: 64-65.
- PROBST, R., C. PICHLER, O. KRÜGER & M. SCHMIDT (2022): Der Seeadler in Österreich – 20 Jahre Schutz und Forschung. *WWF Österreich*. 161 S.
- RESCH, F. (2014): Vogelschlag an Onshore-Windenergieanlagen in der Bundesrepublik Deutschland. Bachelorarbeit HNE Eberswalde, Matrikelnr. 221003: 46 S.
- SCHIPPERS, P., R. BUIJ, A. SCHOTMAN, J. VERBOOM, H. VAN DER JEUGD & E. JONGEJANS (2020): Mortality limits used in wind energy impact assessment underestimate impacts of wind farms on bird populations. *Ecol. & Evolution* 10: 6274-6287.
- SPRÖTGE, M., E. SELLMANN & M. REICHENBACH (2018): Windkraft Vögel Artenschutz. Ein Beitrag zu den rechtlichen und fachlichen Anforderungen in der Genehmigungspraxis. Books on demand, Norderstedt, 229 S.
- STOKKE, B. G., E. L. DAHL, Ø. HAMRE, O. KLEVEN, R. MAY, T. NYGÅRD, D. PAVÓN-JORDÁN, L. M. ROKSVÅG, B. K. SANDERCOCK & J. ÅSTRÖM (2021): Langtidseffekter av Smøla vindpark på den lokale bestanden av havørn (*Haliaeetus albicilla*). *Årsrapport 2021*. NINA Rapport 2053. Norsk institutt for naturforskning.
- STRUWE-JUHL, B. (1996): Brutbestand und Nahrungsökologie des Seeadlers *Haliaeetus albicilla* in Schleswig-Holstein mit Angaben zur Bestandsentwicklung in Deutschland. *Vogelwelt* 117: 341-343.
- TIKKANEN, H., F. BALOTARI-CHIEBAO, T. LAAKSONEN, V.-M. PAKANEN & S. RYTKÖNEN (2018): Habitat use of flying subadult White-tailed Eagles (*Haliaeetus albicilla*): implications for land use and wind power plant planning. *Ornis fennica* 95: 137-150.
- TRAXLER, A., S. WEGLEITNER, H. JAKLITSCH, A. DAROLOVÁ, A. MELCHER, J. KRIŠTOFÍK, R. JUREČEK, L. MATEJOVIČOVÁ, M. PRIVREL, A. CHUDÝ, P. PROKOP, J. TOMEČEK & R. VÁCLAV (2013): Untersuchungen zum Kollisionsrisiko von Vögeln und Fledermäusen an Windenergieanlagen auf der Parndorfer Platte 2007 – 2009, Endbericht. Unveröff. Gutachten: 1-98.

1.15. Mäusebussard (*Buteo buteo*)

Schutzstatus / Gefährdung / Bestandssituation in Brandenburg:

- Anh. I EG-VSRL; streng geschützte Art gem. § 7 Abs. 2 Nr. 14 a BNatSchG i. Verb. m. Anhang A EG-VO 338/97; jagdbares Wild gem. § 2 BJagdG, ganzjährige Schonzeit
- RL D Ø, RL BB V
- Bestandsanteil BB an D: ca. 6-8 %
- In D (Stand 2005-09) 80.000-135.000 BP (GRÜNEBERG et al. 2017); mit Stand 2016 in D 68.000-115.000 Rev. (RYSILAVY et al. 2020).
- BB 2015/16: 5.700-6.800 BP (Rote Liste), abnehmend (MhB)

Gefährdung durch WEA:

- Fundkartei:
 - Bundesweit die häufigste als Kollisionsoffer an WEA gemeldete Vogelart
 - Bisher 806 Schlagopfer dokumentiert (211 aus BB aus 101 WPs),
 - Fundmeldungen je WP (soweit zuordenbar): 366 x 1, 74 x 2, 31 x 3, 11 x 4, 5 x 5, 4 x 6, 4 x 7, 6 x 8, 3 x 9, 1 x 12; damit wurden in 27,5 % der WPs mit Fundmeldungen mehrere M. gefunden; dies entspricht 54,6 % aller Fundmeldungen; in BB 76,3 % der Funde in 46,5 % der WPs mit Fundmeldungen.
 - Zusätzlich 474 Funde in anderen europäischen Ländern: 368 x Frankreich, 31 x Spanien, 30 x Niederlande, 15 x Österreich, 13 x Portugal, 5 x Polen, 6 x Griechenland, je 3 x Belgien und Schweden.
 - 59 % der Kollisionsoffer an deutschen WEA entfallen auf Altvögel, nur 18 % auf Jungvögel (1.KJ) und je 11,5 % auf Vögel im 2. und 3. KJ (RESCH 2014), aktualisiert (SCHAEFER 2024): 1. KJ 19,2 %, 2. KJ 13,2 %, adult (>3.KJ) 67,6 % (n=479).
 - Geschlechterverhältnis M : F = 2 : 1, während Brutzeit 2,7 : 1 (RESCH 2014)
 - 52,5 % aller Kollisionsoffer und 72 % der Altvögel (>3.KJ) wurden während der Brutzeit gefunden (RESCH 2014), während es in einem brandenburgischen Autobahnabschnitt lediglich 39,5 % der ad. waren (GRIEBSCH 2015); aktualisiert (SCHAEFER 2024): 10,0 % der ad. von A Januar bis M März, 58,9 % von E März bis E Juli und 31,1 % von A August bis E Dezember (n=209).
- Im Projekt PROGRESS wurden 42 % der Flugaktivitäten in Rotorhöhe erfasst (n=2.403) (GRÜNKORN et al. 2016). Aus den im Rahmen des Projektes gefundenen Ex. wird auf eine mittlere Zahl von 7.865 Mäusebussarden geschlossen, die in den Ländern SH, NI, MV und BB jährlich an WEA kollidieren (GRÜNKORN et al. 2016). Bei einer Zahl von 12.841 WEA in diesem Gebiet (S. 99) wären dies 0,61 Opfer je WEA und Jahr. Im Ergebnis wird explizit die Erheblichkeit der zusätzlichen Mortalität für die Population betont.
- Bei einer Studie in Griechenland wurden zwar nur wenige kollidierte Mäusebussarde gefunden, aber in den untersuchten WPs gegenüber einer früheren Untersuchung (2004/05 vs. 2008/09) eine drastische Reduktion der Bussardbeobachtungen festgestellt; ob dies überwiegend auf räumliche Verdrängung oder kollisionsbedingte Mortalität zurückgeht, bleibt offen (CÁRCAMO et al. 2011).
- In einer Brutpopulation im Süden Spaniens verunglückten in neun Untersuchungsjahren 5,0 % der lokalen Mäusebussard-Population (alle BP im Umkreis von 3 km um die WEA) tödlich an den WEA (MARTÍN et al. 2018).
- Generell hoher Anteil menschlich bedingter Verlustursachen (GLUTZ & BAUER 1989, KLENKE 1991).
- Nach STRASSER (2006) entfielen 7 % der ermittelten Gesamtflugzeit (n=330 Flugaktivitäten, 10.513 sec) auf den Gefahrenbereich der Rotorzone. Von 15 beobachteten Durchflügen durch die Rotorzone entfielen 10 auf Kreisen und 5 auf Direktflüge. Elf Flüge (73 %) führten kurzzeitig zum Kontrollverlust des Flugvermögens.
- TRAXLER et al. (2013) stellten in Österreich bei fehlender Meidung regelmäßigen Aufenthalt in Rotorhöhe (50-150 m) fest, im Mittel jedoch unterhalb davon. 14 gefundene Schlagopfer in dieser Studie unterstreichen ein hohes Kollisionsrisiko.

- SHAMOUN-BARANES et al. (2006) ermittelten in den Niederlanden mit Radartechnik Flughöhen vor allem im Bereich 150-600 m (n=447 Flüge) bei deutlicher Abhängigkeit vom Wetter - bei hohen Lufttemperaturen, wenig Wolken meist ca. 150 - 600 m, bei kühlem, wolkenreichem Wetter eher etwa 50 - 200 m.
- Nach TZSCHACKSCH (2011) entfielen 4 % der Flüge (n=319) auf den Gefahrenbereich der Rotorzone. Eine mittlere Flughöhe von 41,6 m wurde ermittelt.
- THERKILDSSEN & ELMEROS (2015) stellten in Dänemark 46,0 % der Einzelvögel sowie 42,5 % von Bussardgruppen in Rotorhöhe zwischen 45 und 222 m fest.
- HANDKE & REICHENBACH (2007) stellten in Schottland in einer Brutzeit 50 % der Flugbewegungen in Rotorhöhe fest, in der nächsten sowie außerhalb der Brutzeit 25 %.
- Bei standardisierten Höhenschätzungen in MV lag die mittlere Flughöhe bei 132 m (Median 70 m, Ma. 1.300 m, n=157 Beobachtungen) (SCHELLER & KÜSTERS 1999).
- Ziehende Mäusebussarde in Falsterbo (Schweden) wurden zu etwa 37 % in Flughöhen bis 200 m festgestellt (97 „tracks“), wobei die Flughöhe jeweils von den Windbedingungen inkl. der Aufwinde abhängig war (MALMIGA et al. 2014).
- Flughöhen ziehender Mäusebussarde am Bosphorus lagen im Mittel bei etwa 175 m. Sie waren bei stärkerem Wind niedriger als bei schwachem (PANUCCIO et al. 2017).
- Im Vergleich zu Milanen erfolgte nach DRIECHCIARZ & DRIECHCIARZ (2009) in Sachsen-Anhalt ein kleinerer Teil der beobachteten Beutestöße aus dem Jagdflug heraus (28 %, n=908).

Lebensraumentwertung:

- Nur wenige Hinweise auf Meidung von WEA (z. B. BRAUNEIS 1999).
- Im Allgemeinen keine ausgeprägte Meidung von WEA (u. a. SINNING & GERJETS 1999, TRAXLER et al. 2004, 2013), bestenfalls bis 50 m (BERGEN 2001).
- In der Hellwegbörde verringerte sich der Brutbestand nicht nach Errichtung zweier WPs (BERGEN et al. 2012).
- In nahrungsarmen Gebieten könnten die Mastfußbrachen eher zu Anziehung führen wie beim Rotmilan (MAMMEN et al. 2008), wofür auch der hohe Anteil von Kollisionsoffern auf Ackerflächen spricht (HÖTKER et al. 2013).
- Gelegentlich sogar Bruten in WPs (MÖCKEL & WIESNER 2007).
- Eine Metaanalyse von HÖTKER (2017) zeigte für die Brutzeit für jeweils 5 Studien Meidung und Attraktivwirkung von WEA. Außerhalb der Brutzeit liegt das Verhältnis bei 12:13.
- Störungen des Brutverlaufs wohl eher durch Bau, Erschließung, Wartung usw. von WEA möglich als durch deren Betrieb.
- Im schottischen Hochland wurde allerdings auch Meidung von WEA bis in den Bereich 250-500 m festgestellt, woraus eine Reduktion der Brutdichte um 41,4 % kalkuliert wurde (PEARCE-HIGGINS et al. 2009).
- HOLZHÜTER & GRÜNKORN (2006) fanden keinen Zusammenhang der Siedlungsdichte und des Bruterfolges mit der Entfernung zur nächsten WEA. Bruten fanden bis 160 m von WEA statt, wobei sich allerdings WEA-nahe Nester ausnahmslos im Umfeld kleinerer WEA bis 75 m Höhe befanden. Im Radius bis 250 m um die Nester befanden sich keine WEA über 75 m Höhe.
- Bei ziehenden Mäusebussarden wurde festgestellt, dass sie über die Hainburger Berge kommend den WP Prellenkirchen (Österreich) östlich umflogen (TRAXLER et al. 2004).

Aktionsraum:

- Die Größe des Homeranges hängt von der Nahrungsverfügbarkeit ab (HARDEY et al. 2009).
- Mäusebussarde besetzen im allgemeinen Flächen von 2–3 km², von denen ein Kerngebiet von 0,5–1 km² gewöhnlich gegen Artgenossen (außer enge Verwandte) verteidigt wird (WALLS & KENWARD 2001, in HARDEY et al. 2009).
- Dies wird durch von FRANKE & FRANKE (2006) zitierte Quellen gestützt, nach denen Mäusebussarde in der Regel in einem Umfeld von 1 bis 1,5 km vom Horst auf Nahrungssuche gehen, während 2 km bereits zu den Ausnahmen gehören.

- VAN GASTEREN et al. (2014) fanden bei 3 mit GPS-Sendern versehenen Brutvögeln in den Niederlanden Homeranges von $46,6 \pm 24,0$ ha (95 % Kernel); Nichtbrüter machten sehr weite Ausflüge und hatten dadurch wesentlich größere Homeranges.
- In Schleswig-Holstein wurde an Mäusebussarden mit unterschiedlichen Markierungen (Bodensender, Flügel- und Schwanzmarken) festgestellt, dass verpaarte Tiere einen Raum von etwa 100 ha nutzten, unverpaarte, nicht territoriale hingegen bis zu 1.000 ha (HOHMANN 1995).

Abstandsregelungen:

TAK BB / AGW-Erlass (=BNatSchG 2022)
Keine Regelungen

LAG VSW (2007, 2014)
keine Regelungen

Quellen:

- BERGEN, F. (2001): Untersuchungen zum Einfluss der Errichtung und des Betriebes von Windenergieanlagen auf Vögel im Binnenland. Diss. Univ. Bochum.
- BERGEN, F., L. GAEDICKE, K.-H. LOSKE & C. H. LOSKE (2012): Modellhafte Untersuchungen zu den Auswirkungen des Repowerings von Windenergieanlagen auf verschiedene Vogelarten am Beispiel der Hellwegbörde. Gutachten im Auftrag von Erneuerbar und Effizient e. V., 233 S. + Anlagen.
- BRAUNEIS, W. (1999): Der Einfluß von Windkraftanlagen auf die Avifauna am Beispiel der "Solzer Höhe" bei Bebra-Solz im Landkreis Hersfeld-Rotenburg. Untersuchung im Auftrag des BUND Hessen, 93. S.
- CÁRCAMO, B., E. KRET, C. ZOGRAFOU & D. VASILAKIS (2011): Assessing the impact of nine established wind farms on birds of prey in Thrace, Greece. Technical Report. pp. 93. WWF Greece, Athens.
- DRIECHCIARZ, R. & E. DRIECHCIARZ (2009): Vergleichende Untersuchungen zur Jagdstrategie ausgewählter Greifvogelarten und die damit verbundene Nutzungshäufigkeit verschiedener Landschaftselemente. Populationsökologie Greifvogel- und Eulenarten 6: 181-196.
- FRANKE, E. & T. FRANKE (2006): Untersuchungen zu Veränderungen des Brutbestandes des Mäusebussards *Buteo buteo* im Zeitraum 1986 bis 2002 auf einer landwirtschaftlich intensiv genutzten Kontrollfläche in Mecklenburg-Vorpommern. Pop.-ökol. Greifvogel- u. Eulenarten 5: 337-356.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. & K. M. BAUER (1989): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 4, 2. Auflage.
- GRIEBSCH, L. (2015): Vogelverluste durch Straßenverkehr an einem brandenburgischen Autobahnabschnitt. Einfluss von Habitatparametern sowie Altersverteilung auf die Phänologie der Verluste. Bachelorarbeit TH Beuth, Berlin, Matrikelnr. 785442, 60 S.
- GRÜNEBERG, C., R. DRÖSCHMEISTER, D. FUCHS, W. FREDERKING, B. GERLACH, M. HAUSWIRTH, J. KARTHÄUSER, B. SCHUSTER, C. SUDFELDT, S. TRAUTMANN & J. WAHL (2017): Vogelschutzbericht 2013 – Methoden, Organisation und Ergebnisse. Naturschutz und Biologische Vielfalt Heft 157, 230 S., Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz.
- GRÜNKORN, T., J. BLEW, T. COPPACK, O. KRÜGER, G. NEHLS, A. POTIEK, M. REICHENBACH, J. VON RÖNN, H. TIMMERMANN & S. WEITEKAMP (2016): Ermittlung der Kollisionsraten von (Greif)Vögeln und Schaffung planungsbezogener Grundlagen für die Prognose und Bewertung des Kollisionsrisikos durch Windenergieanlagen (PROGRESS). Schlussbericht zum durch das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) im Rahmen des 6. Energieforschungsprogrammes der Bundesregierung geförderten Verbundvorhaben PROGRESS, FKZ 0325300A-D.
- HANDKE, K. & M. REICHENBACH (2007): Bird Impact Assessment for Penbreck Windfarm South Lanarkshire. 72 S. und Anhänge.
- HARDEY, J., H. CRICK, C. WERNHAM, H. RILEY, B. ETHERIDGE & D. THOMPSON (2009): Raptors - a Field Guide for Surveys and Monitoring. Edinburgh.
- HÖTKER, H. (2017): Birds: displacement. In: PERROW, M. R. (Hrsg.): Wildlife and Wind Farms, Conflicts and Solutions. Vol. 1: Onshore: Potential Effects: 118-154.

- HÖTKER, H., O. KRONE & G. NEHLS (2013): Greifvögel und Windkraftanlagen: Problemanalyse und Lösungsvorschläge. Schlussbericht, FKZ: 0327684 / 0327684A / 0327684B.
- HOHMANN, U. (1995): Untersuchungen zur Raumnutzung und zur Brutbiologie des Mäusebussards (*Buteo buteo*) im Westen Schleswig-Holsteins. Corax 16: 94-104.
- HOLZHÜTER, T. & T. GRÜNKORN (2006): Verbleibt dem Mäusebussard (*Buteo buteo*) noch Lebensraum? Siedlungsdichte, Habitatwahl und Reproduktion unter dem Einfluss des Landschaftswandels durch Windkraftanlagen und Grünlandumbruch in Schleswig-Holstein. Naturschutz u. Landschaftsplanung 38: 153-157.
- KLENKE, R. (1991): Zur Sterblichkeit vom Mäusebussard *Buteo buteo* (L.) in Abhängigkeit von Todesursache, Alter und Jahr. Pop.-ökol. Greifvogel- u. Eulenarten 2: 199-218.
- MALMIGA, G., C. NILSSON, J. BÄCKMAN & T. ALERSTAM (2014): Interspecific comparison of the flight performance between sparrowhawks and common buzzards migrating at the Falsterbo peninsula: A radar study. Current Zoology 60: 670–679.
- MAMMEN, U., K. MAMMEN, L. KRATZSCH, A. RESEARITZ & R. SIANO (2008): Interactions of Red Kites and wind farms: results of radio telemetry and field observations. In: HÖTKER, H. (Hrsg.): Birds of Prey and Windfarms: Analysis of Problems and Possible Solutions, S. 14-21. Doc. Intern. Workshop Berlin 21.-22.10.2008.
- MARTÍN, B., C. PEREZ-BACALU, A. ONRUBIA, M. DE LUCAS & M. FERRER (2018): Impact of wind farms on soaring bird populations at a migratory bottleneck. Europ. J. Wildlife Research 64 (<https://doi.org/10.1007/s10344-018-1192-z>).
- MÖCKEL, R. & T. WIESNER (2007): Zur Wirkung von Windkraftanlagen auf Brut- und Gastvögel in der Niederlausitz (Land Brandenburg). Otis 15 (Sonderheft): 1-133.
- PANUCCIO, M., A. DUCHI, G. LUCIA & N. AGOSTINI (2017): Species-specific behaviour of raptors migrating across the Turkish straits in relation to weather and geography. Ardeola 64: 305-324.
- PEARCE-HIGGINS, J. W., L. STEPHEN, R. H. W. LANGSTON, I. P. BAINBRIDGE & R. BULLMANN (2009): The distribution of breeding birds around upland wind farms. J. Appl. Ecol. 46: 1323-1331.
- RESCH, F. (2014): Vogelschlag an Onshore-Windenergieanlagen in der Bundesrepublik Deutschland. Bachelorarbeit HNE Eberswalde, Matrikelnr. 221003: 46 S.
- SCHAEFER, J. (2024): [Vogelverluste an Windenergieanlagen: Auswertung der zentralen Funddatei für Deutschland zur Phänologie der Verluste. Masterarbeit TU Bergakademie Freiberg, 81 S.](#)
- SCHELLER, W. & E. KÜSTERS (1999): Flughöhen von Greifvögeln und Vogelschläge in Deutschland. Vogel u. Luftverkehr 19: 76-96.
- SHAMOUN-BARANES, J., E. VAN LOON, H. VAN GASTEREN, J. VAN BELLE, W. BOUTEN & L. BUURMA (2006): A comparative analysis of the influence of weather on the flight altitudes of Birds. American Meteorological Society. January 2006: 47-61.
- SINNING, F. & D. GERJETS (1999): Untersuchungen zur Annäherung rastender Vögel an Windparks in Nordwestdeutschland. Bremer Beitr. Naturk. Naturschutz 47: 53-60.
- STRASSER, C. (2006): Totfundmonitoring und Untersuchungen des artspezifischen Verhaltens von Greifvögeln in einem bestehenden Windpark in Sachsen-Anhalt (2005). Diplomarbeit Univ. Trier: 87 S.
- THERKILDSEN, O. R. & M. ELMEROS (2015): First year post-construction monitoring of bats and birds at wind turbine test centre Østerild. Scientific Report Danish Centre for Environment and Energy 133, 130 S.
- TRAXLER, A., S. WEGLEITNER & H. JAKLITSCH (2004): Vogelschlag, Meideverhalten & Habitatnutzung an bestehenden Windkraftanlagen Prellenkirchen – Obersdorf – Steinberg/Prinzendorf. Endbericht 2004. Studie im Auftr. Amt der NÖ Landesregierung St. Pölten, dvn naturkraft, St. Pölten, IG Windkraft, St. Pölten, WEB Windenergie, Pfaffenschlag u. WWS Ökoenergie Obersdorf: 1-106.

- TRAXLER, H., S. WEGLEITNER, A. DAROLOVÁ & A. MELCHER (2013): Untersuchungen zum Kollisionsrisiko von Vögeln und Fledermäusen an Windenergieanlagen auf der Parndorfer Platte 2007 bis 2009, Endbericht. BIOME, 98 S.
- TZSCHACKSCH, S. (2011): Beobachtungen zum Vorkommen und zum Verhalten der Avifauna in ausgewählten Windparks der Nauener Platte - Schwerpunkt Greifvögel. Diplomarb. Humboldt-Univers. Berlin, 105 S.
- VAN GASTEREN, H., I. BOTH, J. SHAMOUN-BARANED, J.-O. LALOË & W. BOUTEN (2014): GPS-logger onderzoek aan Buizerds helpt vogelaanvaringen op militaire vliegvelden te voorkomen. Limosa 87: 107-116.

1.16. Baumfalke (*Falco subbuteo*)

Schutzstatus / Gefährdung / Bestandssituation in Brandenburg:

- streng geschützte Art gem. § 7 Abs. 2 Nr. 14 a BNatSchG i. Verb. m. Anhang A EG-VO 338/97; jagdbares Wild gem. § 2 BJagdG, ganzjährige Schonzeit
- RL D 3; RL BB 1
- Bestandsanteil BB an D: 12 %
- Innerhalb BB Bestandsanteil in SPA (Stand 2006): 40 %
- In D (Stand 2005-09) 5.000-6.500 Paare (GRÜNEBERG et al. 2017); mit Stand 2016 in D 5.000-7.000 Paare (RYSILAVY et al. 2020).
- BB 2015/16: 500-600 BP/Rev. (Rote Liste), abnehmend (MhB und Experteneinschätzung)
- EHZ: B (gut)

Gefährdung durch WEA:

- Fundkartei:
 - bisher 18 Schlagopfer in D dokumentiert (7 aus BB), 10 x ad., 3 x 2.KJ, 5 x immatur
 - mind. 8 Altvogelverluste während Brutzeit, davon mind. 5 an WEA ≤1 km zum Horst (mind. 3 x mit Brutverlust, 1 x 220 m vom Horst in der Revierbesetzungsphase, 1 x ≤1 km während Brutzeit, 1 x 2,3 km in Nestlingsphase)
 - 31 weitere Fundmeldungen aus Europa: 23 aus Frankreich, 7 aus Spanien, 1 aus den Niederlanden
- keine abschließende Bewertung des Kollisionsrisikos möglich - Art hat sehr geringe Siedlungsdichte und ist nur während der Vegetationszeit anwesend, Fundwahrscheinlichkeit dadurch gering; hohes Kollisionsrisiko an anderen Strukturen erwähnen FIUCZYNSKI & SÖMMER (2011).
- Unter 25 beobachteten Flügen in WPs gab es 8 % Gefahrensituationen (Projekt PROGRESS, GRÜNKORN et al. 2016).
- Die Funddatei zeigt, dass die nach § 45b BNatSchG mögliche Abschaltung von WEA für 4-6 Wochen zwischen 01. März und 31. August nur eingeschränkt Verluste verhindern kann. Das bestmögliche vierwöchige Zeitfenster deckt 40,0 % der bisherigen Verluste in den vorgegebenen sechs Monaten ab; bei sechs Wochen wären es 50,0 % (DÜRR & SCHAEFER 2024).

Lebensraumentwertung:

- sehr empfindlich gegenüber Arbeiten zur Erschließung und Errichtung der WEA, was in der Regel zur Umsiedlung in Entfernungen von 2-3 km führt
- oft 1-3 Jahre nach Errichtung der WEA an den alten Brutplatz Wiederbesetzung der Brutplätze (keine Meidung von WEA erkennbar)
- regelmäßiger Aufenthalt in Höhe der Rotoren durch Thermikkreisen, Balz, regelmäßige Flüge von/zu entfernteren Nahrungsgebieten, Feindabwehr und Jagd (z. B. ausgiebige stationäre Jagd auf Fluginsekten); maximale Flughöhe beobachteter flügger Jungvögel (n=32) ergab durchschnittlich 22 % in Rotorhöhe (78-150 m), 6 % darüber (FIUCZYNSKI et al. 2012). ♂ überflog die 150 m hohen WEA im steilen Steigflug bis auf 200 m. In diesem Revier wurden trotz dieses Verhaltens bereits zwei kollidierte Brutvögel gefunden.
- Bei 7 Bruten bei Leipzig in < 1.000m zu WEA weder Meideverhalten noch Beeinträchtigungen des Bruterfolgs (KLAMMER 2011).
- KLAMMER (2011b) ermittelte auf 5.000 km² im NW Sachsens und SO Sachsen-Anhalts 2002 sowie 2009-2011 253 BP, von denen 44 BP in WPs brüteten. Bei 28 davon näher untersuchten BP betrug der Abstand zur nächsten WEA < 1.000 m (Ø 553 m), d. h. fehlende Meidung bei der Brutplatzwahl. Er fand keine Kollisionsopfer, sagt aber nichts zur Intensität der Suche. Brutverluste gab es durch Prädation und Hagelschlag; die FPFZ war mit 2,46 flüggen juv./BP recht hoch.

- Ergänzung von KLAMMER (2013) inkl. 2012: Von 459 untersuchten Brutten 76 in WPs festgestellt / durchschnittlicher Abstand von 54 m zu untersuchten Brutplätzen zu WEA 630 m / FPFZ 2,55 flügge juv./BP / Verwirbelungen durch WEA werden als großes Problem beim Jagderfolg genannt. Ein Kollisionsopfer (Juni 2013) ließ sich keinem der bekannten Brutplätze zuordnen (G. KLAMMER schriftl. Mitt.).
- MÖCKEL & WIESNER (2007) erfassten im Umfeld von 3 Windparks in der Niederlausitz 5 erfolgreiche Baumfalken-Bruten in Entfernungen von 200 bis 600 m zu den WEA.
- Kunsthorste können zur Stabilisierung bestehender Reviere sehr erfolgreich sein, aber ihr Einsatz als Anreiz zur Umsiedlung schlug bisher fast stets fehl und erscheint als Kompensationsmaßnahme vor allem dann aussichtslos, wenn BP von Gittermasten auf Bäume umgesiedelt werden sollen und wenn am ursprünglichen Brutplatz Raben- oder Krähenester erhalten bleiben.
- In einer deutschlandweiten Analyse ermittelten BUSCH et al. (2017) für etwa 2 % der aktuellen Baumfalkenlebensräume ein Störpotenzial durch die derzeit bestehenden WEA (gemessen an Überlappung von Brutverbreitung und Verteilung der WEA, Ausbaustand 2015). Dabei sind etwa 2 % der deutschen Brutpopulation betroffen.

Aktionsraum:

- Zur Größe des Jagdreviers wird meist ein Radius von 2-3 km um den Brutplatz angegeben, aber auch bis 6 km (CHAPMAN 1999, FIUCZYNSKI & SÖMMER 2011); Peilungen eines telemetrierten ♂ erfolgten sogar bis 12 km (FIUCZYNSKI 2010).
- In den letzten Jahrzehnten wurde über Gittermasten als Brutplätze zunehmend die offene Agrarlandschaft besiedelt (u. a. FIUCZYNSKI et al. 2009); damit größeres Konfliktpotenzial bei WEA.

Abstandsregelungen:

TAK BB	LAG VSW (2007)
kein Schutzbereich mehr	Tabubereich 1 km
neu nach AGW-Erlass (BB) 2023 (=BNatSchG 2022)	Prüfbereich 4 km
Nahbereich: 350 m	LAG VSW (2014)
Zentraler Prüfbereich: 450 m	MA 0,5 km
Erweiterter Prüfbereich: 2.000 m	PB 3 km

Bemerkungen:

- Wünschenswert wären weitere Forschungen zur Ermittlung des Einflusses von WEA auf den Bruterfolg und die Überlebensrate von Altvögeln und flüggen Jungvögeln bis zu deren Abzug (s. FIUCZYNSKI et al. 2012).

Quellen:

- BUSCH, M., S. TRAUTMANN & B. GERLACH (2017): Overlap between breeding season distribution and wind farm risks: A spatial approach. *Vogelwelt* 137: 169-180.
- CHAPMAN, A. (1999): *The Hobby*, Arlequin Press. Chelmsford.
- DÜRR, T. & J. SCHAEFER (2024): *Vogelverluste an Windenergieanlagen: Auswertung der zentralen Funddatei für Deutschland zur Phänologie der Verluste*. *Otis* 31: 163-166.
- FIUCZYNSKI, K. D., V. HASTÄDT, S. HEROLD, G. LOHMANN & P. SÖMMER (2009): Vom Feldgehölz zum Hochspannungsmast – neue Habitate des Baumfalken (*Falco subbuteo*) in Brandenburg. *Otis* 17: 51-58.
- FIUCZYNSKI, K. D. (2010): Der Baumfalke in der modernen Kulturlandschaft. *Greifvögel & Falknerei* 2009/2010: 230-244.
- FIUCZYNSKI, K. D. & P. SÖMMER (2011): *Der Baumfalke*. Neue Brehm-Bücherei, 575. Wittenberg.
- FIUCZYNSKI, K. D., J. BARCZYNSKI, T. DÜRR, A. HALLAU, U. HEIN, G. KEHL, G. LOHMANN, H. MÜLLER, L. SCHLOTTKE & P. SÖMMER (2012): *Baumfalken und Windenergieanlagen*. Poster Aquila e.V.
- GRÜNEBERG, C., R. DRÖSCHMEISTER, D. FUCHS, W. FREDERKING, B. GERLACH, M. HAUSWIRTH, J. KARTHÄUSER, B. SCHUSTER, C. SUDFELDT, S. TRAUTMANN & J. WAHL (2017): *Vogelschutzbericht 2013 – Methoden, Organisation und Ergebnisse*.

Naturschutz und Biologische Vielfalt Heft 157, 230 S., Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz.

- GRÜNKORN, T., J. BLEW, T. COPPACK, O. KRÜGER, G. NEHLS, A. POTIEK, M. REICHENBACH, J. VON RÖNN, H. TIMMERMANN & S. WEITEKAMP (2016): Ermittlung der Kollisionsraten von (Greif)Vögeln und Schaffung planungsbezogener Grundlagen für die Prognose und Bewertung des Kollisionsrisikos durch Windenergieanlagen (PROGRESS). Schlussbericht zum durch das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) im Rahmen des 6. Energieforschungsprogrammes der Bundesregierung geförderten Verbundvorhaben PROGRESS, FKZ 0325300A-D.
- KLAMMER, G. (2011a): Neue Erkenntnisse über die Baumfalkenpopulation *Falco subbuteo* im Großraum Halle-Leipzig. Apus 16: 3-21.
- KLAMMER, G. (2011b): Der Baumfalke in Mitteldeutschland und Windenergieanlagen. Vortrag 20. Windenergietage, Berlin Schönefeld.
- KLAMMER, G. (2013): Der Einfluss von Windkraftanlagen auf den Baumfalke (& andere Greifvögel und Eulen). Vortrag Tagung Greifvögel und Eulen, März 2013, Halberstadt
- MÖCKEL, R. & T. WIESNER (2007): Zur Wirkung von Windkraftanlagen auf Brut- und Gastvögel in der Niederlausitz (Land Brandenburg). Otis 15 (Sonderheft): 1-133.

1.17. Wanderfalke (*Falco peregrinus*)

Schutzstatus / Gefährdung / Bestandssituation in Brandenburg:

- Anh. I EG-VSRL, streng geschützte Art gem. § 7 Abs. 2 Nr. 14 a BNatSchG i. Verb. m. Anhang A EG-VO 338/97; jagdbares Wild gem. § 2 BJagdG, ganzjährige Schonzeit
- RL D Ø, RL BB 3
- Bestandsanteil BB an D: 2 %, auf Baumbrüterpopulation bezogen 68 %
- Innerhalb BB Bestandsanteil in SPA (Stand 2018): 35 %
- In D (Stand 2005-09) 1.000-1.200 Paare, davon 441-452 in SPA (GRÜNEBERG et al. 2017); mit Stand 2011-16 in D 1.400 Paare (RYSILAVY et al. 2020).
- BB 2019: 94 Rev. (56 % Baumbruten, 25 % auf Gittermasten, 18 % an Bauwerken inkl. Tagebaugroßgeräte, 1 % an Felsen) (Arbeitskreis Wanderfalkenschutz e. V., schriftl. Mitt.), zunehmend nach erfolgreichem Wiederansiedlungsprogramm (s. unten)
- EHZ: A (sehr gut)

Gefährdung durch WEA:

- Fundkartei: in D bisher 32 Schlagopfer dokumentiert (6 aus BB, davon 1 aus BB in mehrjährigem Brutverdachtsrevier ohne Horstfund, [1 immat. E Juni 1.100 m vom Horst entfernt](#), [13 x März - Juli \(Brutzeit\)](#), [13 x August – November](#), [6 x Dezember - Februar](#). [Altvogelanteil ab 3. KJ 35,7 % \(n=28\)](#), [1. KJ \(13, 46,4 %\)](#), [2. KJ \(5, 17,9 %\)](#). Darüber hinaus 6 Fälle aus Spanien (ATIENZA et al. 2011), 4 aus Frankreich, 3 aus Belgien, je 1 aus Österreich, Schottland und Niederlande sowie ein Hybrid aus Polen.
- Fälle auch in den USA (ICF INTERNATIONAL 2015).
- Bei LEKUONA & URSÚA (2007) ein Risikoflug unter 29 Beobachtungen = 3,45 %
- Da Wanderfalken i. d. R. aus dem hohen Luftraum jagen, geraten sie regelmäßig in die kritischen Höhen; zudem sind sie zwar schnell, aber nicht sehr wendig. Der Jagdflug ist ein kompromissloser Verfolgungsflug im Radius von ca. 3 km um den Horst (Arbeitskreis Wanderfalkenschutz, schriftl. und mdl. Mitt.).
- Unter 20 beobachteten Flügen in WPs im Projekt PROGRESS gab es 15 % Gefahrensituationen (GRÜNKORN et al. 2016).
- HANDKE & REICHENBACH (2007) stellten in Schottland in der Brutzeit ca. 40 % der Flugbewegungen in Rotorhöhe fest, außerhalb der Brutzeit nur knapp 10 %.
- Da der Baumbrüterbestand in NO-D erst in den letzten Jahren deutlich wuchs (1996: 1 BP, 2015: 53 BP) und bisher kaum Kontakte zwischen WEA und Wanderfalken bestanden, ist derzeit keine Risikoabschätzung möglich.
- bisher 2 Brutplätze < 3 km von WEA bekannt: Rüdersdorf (LOS), Schwedt (UM) (Steinbruch bzw. Industrieanlage)
- Kollisionen an anderen Strukturen inkl. Freileitungen, treten vor allem nach dem Ausfliegen der Jungen auf (z. B. LANGGEMACH & SÖMMER 1996, ALTENKAMP et al. 2001 und unveröff.).
- Eine Mitteilung über erfolgreiche Bruten in Nistkästen an WEA zeigt, dass Altvögel hier überleben *können*, gibt aber keine Informationen über das Überleben der Jungvögel nach dem Ausfliegen sowie Konstanz der Altvögel vs. regelmäßigen Ersatz nach etwaigen Verlusten (ANONYM 2021).
- [Die Funddatei zeigt, dass die nach § 45b BNatSchG mögliche Abschaltung von WEA für 4-6 Wochen zwischen 01. März und 31. August nur eingeschränkt Verluste verhindern kann. Das bestmögliche vierwöchige Zeitfenster deckt 35,7 % der bisherigen Verluste in den vorgegebenen sechs Monaten ab; bei sechs Wochen wären es 50,0 %. Allerdings fielen überhaupt nur 46,7 % auf diese sechs Monate \(DÜRR & SCHAEFER 2024\).](#)

Lebensraumentwertung:

- In einer deutschlandweiten Analyse ermittelten BUSCH et al. (2017) für etwa 4 % der aktuellen Wanderfalkenlebensräume ein Störpotenzial durch die derzeit bestehenden Windkraftanlagen (gemessen an Überlappung von Brutverbreitung und Verteilung der WEA, Ausbaustand 2015). Dabei sind etwa 3 % der deutschen Brutpopulation betroffen.

Aktionsraum:

- Nur eine Telemetriestudie von Brutvögeln aus Europa bekannt: Von 2 ♀♀, die in Nord-Spanien besendert wurden, lieferte eins viele Daten, jedoch wurde nur eine Karte publiziert, keine Zahlen: erkennbar ist ein Homerange von ca. 5 km Radius um den Brutplatz (ZUBEROGOITIA et al. 2002). Dies entspricht den Wahrnehmungen in ostdeutschen Felsbrütergebieten mit guter Fernsicht, denen aber keine Telemetriestudien zugrunde liegen (G. KLEINSTÄUBER, Arbeitskreis Wanderfalkenschutz e. V., schriftl. Mitt.).
- Die nächstgelegene Telemetriestudie stammt aus Grönland. Dort hatten GPS-telemetrierte ♀♀ in der Reproduktionszeit in zwei Gebieten mittlere Homeranges von 72 km² (7 ♀♀) sowie 183 km² (8 ♀♀, 90 % MCP) bzw. 144 km² (7 ♀♀) und 211 km² (8 ♀♀, 95 % Kernel). Selbst die 50 % Kernel-Werte (23 bzw. 31 km²) würden bei einem kreisförmigen Homerange einem Radius von 2,7 bzw. 3,1 km entsprechen (BURNHAM et al. 2012).
- Jagdflüge von Brutvögeln in Kanada reichten regelmäßig bis 5 km vom Brutplatz weg, günstige Jagdhabitats wurden auch darüber hinaus regelmäßig aufgesucht (LAPOINTE et al. 2011).
- Homerange im Winter anscheinend anders und größer als zur Brutzeit; zudem mehr Nutzung des Offenlandes.

Abstandsregelungen:

TAK BB

Schutzbereich 1 km zum Horst

neu nach AGW-Erlass (BB) 2023 (=BNatSchG 2022)

Nahbereich: 500 m

Zentraler Prüfbereich: 1.000 m

Erweiterter Prüfbereich: 2.500 m

LAG VSW (2007)

Tabubereich 1 km

3 km bei Baum- und

Bodenbrütern

LAG VSW (2014)

MA 1 km, Baumbrüter 3 km

Bemerkungen:

- Die Begründung für einen höheren Schutzbereich bei den Baumbrütern ist vor allem die Tatsache, dass es sich um eine brutökologisch eigenständige Population handelt, die in den 1970er Jahren vollständig (d. h. von den Niederlanden bis zum Ural) dem Einsatz chlorierter Kohlenwasserstoffe in Land- und Forstwirtschaft zum Opfer gefallen ist. Damit ist eine besondere ökologische Population des eigentlich auf Felsen brütenden Wanderfalken verloren gegangen (vgl. Biodiversitäts-Konvention). Daher liegt der naturschutzstrategische Schwerpunkt in Nordostdeutschland bei der Baumbrüterpopulation.
- Ein international beachtetes Wiederansiedlungsprogramm konnte nach zwanzigjähriger Laufzeit 2010 erfolgreich beendet werden. Derzeit (2018) gibt es wieder mind. 75 besetzte Baumbrüterreviere in Deutschland, davon die meisten in BB, gefolgt von MV, ST und NI.
- Dies ist der kleine Initialbestand für die Wiederbesiedlung des gesamten früheren Baumbrüterareals, das Tausende Brutpaare beherbergte (um 1930 allein im nordostdeutschen Tiefland ca. 400-600 BP nach KLEINSTÄUBER & KIRMSE 2001). Der Erfolg dessen wird leichtfertig aufs Spiel gesetzt, wenn ein gewisser Aderlass durch WEA in Kauf genommen wird.
- Ein Risikofaktor für die Baumbrüter ist die gegenüber Fels- und Gebäudebrütern geringere Brutplatztyp-Treue (bei noch kleinem n für Mastbrüter); die Abdrift zu den anderen Brutplatztypen überwiegt bisher deutlich den Zuzug von dort (KLEINSTÄUBER et al. 2018).

Quellen:

- ALTENKAMP, R., P. SÖMMER, G. KLEINSTÄUBER & C. SAAR (2001): Bestandsentwicklung und Reproduktion der gebäudebrütenden Wanderfalken *Falco p. peregrinus* in Nordost-Deutschland im Zeitraum 1986-1999. Vogelwelt 122: 329-339.
- ANONYM (2021): Wander- und Turmfalken brüten in Bielefeld und Gütersloh bereits seit einigen Jahren gleich mehrfach an Windrädern. BUNDMagazin 1/2021: 5.

- ATIENZA, J. C., I. M. FIERRO, O. INFANTE, J. VALLS & J. DOMINGUEZ (2011): Directrices para la evaluación del impacto de los parques eólicos en aves y murciélagos (version 3.0). SEO/BirdLife, Madrid, 116 p.
- BURNHAM, K. K., W. A. BURNHAM, I. NEWTON, J. A. JOHNSON & A. G. GOSLER (2012): The history and range expansion of peregrine falcons in the Thule area, Northwest Greenland. *Monographs on Greenland Bioscience* 60: 1-106.
- BUSCH, M., S. TRAUTMANN & B. GERLACH (2017): Overlap between breeding season distribution and wind farm risks: A spatial approach. *Vogelwelt* 137: 169-180.
- DÜRR, T. & J. SCHAEFER (2024): [Vogelverluste an Windenergieanlagen: Auswertung der zentralen Funddatei für Deutschland zur Phänologie der Verluste](#). *Otis* 31: 163-166.
- GRÜNEBERG, C., R. DRÖSCHMEISTER, D. FUCHS, W. FREDERKING, B. GERLACH, M. HAUSWIRTH, J. KARTHÄUSER, B. SCHUSTER, C. SUDFELDT, S. TRAUTMANN & J. WAHL (2017): Vogelschutzbericht 2013 – Methoden, Organisation und Ergebnisse. *Naturschutz und Biologische Vielfalt Heft 157*, 230 S., Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz.
- GRÜNKORN, T., J. BLEW, T. COPPACK, O. KRÜGER, G. NEHLS, A. POTIEK, M. REICHENBACH, J. VON RÖNN, H. TIMMERMANN & S. WEITEKAMP (2016): Ermittlung der Kollisionsraten von (Greif)Vögeln und Schaffung planungsbezogener Grundlagen für die Prognose und Bewertung des Kollisionsrisikos durch Windenergieanlagen (PROGRESS). Schlussbericht zum durch das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) im Rahmen des 6. Energieforschungsprogrammes der Bundesregierung geförderten Verbundvorhaben PROGRESS, FKZ 0325300A-D.
- HANDKE, K. & M. REICHENBACH (2007): Bird Impact Assessment for Penbreck Windfarm South Lanarkshire. 72 S. und Anhänge.
- ICF INTERNATIONAL (2015): Altamont Pass Wind Resource Area Bird Fatality Study, Monitoring Years 2005–2013, Draft (M107) for Alameda County Community Development Agency.
- KLEINSTÄUBER, G. & W. KIRMSE (2001): Das Aussterben und die Wiederkehr des Wanderfalken (*Falco peregrinus*) im Osten Deutschlands. *Beitr. Jagd-, Wildforsch.* 26: 381-398.
- KLEINSTÄUBER, G., W. KIRMSE & P. SÖMMER (2009): The return of the Peregrine to eastern Germany – re-colonisation in the west and east; the formation of an isolated tree-nesting subpopulation and further management. In: SIELICKI, J. & T. MIZERA (2009): *Peregrine Falcon Populations*: 641-676, Warzaw, Poznań.
- KLEINSTÄUBER, G., W. KIRMSE & T. LANGGEMACH (2018): Nesting habitat selection of Peregrine Falcons (*Falco p. peregrinus*) in Eastern Germany – the state of knowledge. *Ornis Hungarica* 26: 259-273.
- LANGGEMACH, T. & P. SÖMMER (1996): Die Situation des Wanderfalken (*Falco peregrinus* TUNSTALL, 1771) in Berlin und Brandenburg. *Pop.-ökol. Greifvogel- u. Eulenarten* 3: 243-250.
- LANGGEMACH, T., P. SÖMMER, W. KIRMSE, C. SAAR & G. KLEINSTÄUBER (1997): Erste Baumbrut des Wanderfalken (*Falco p. peregrinus*) in Brandenburg zwanzig Jahre nach dem Aussterben der Baumbrüterpopulation. *Vogelwelt* 118: 79-94.
- LAPOINTE, J., L. IMBEAU, M. J. MAZEROLLE, C. A. MAISONNEUVE & J. A. TREMBLAY (2011): Which habitat type do Peregrine Falcons select for hunting during the breeding season? Poster Tagung Trondheim, publ. in NINA-Report 693: 105.
- LEKUONA, J. M. & C. URSÚA (2007): Avian mortality in wind power plants of Navarra (Northern Spain). In: DE LUCAS, M., G. F. E. JANSSE & M. FERRER (Eds.): *Birds and Wind Farms*, S. 177-192. Quercus, Madrid.
- ZUBEROGOITIA, I., F. RUIZ MONEO & J. J. TORRES (Eds.) (2002): *El Halcón Peregrino*. Servicio Publicaciones de la Diputación Foral de Bizkaia.

1.18. Kranich (*Grus grus*)

Schutzstatus / Gefährdung / Bestandssituation in Brandenburg:

- Anh. I EG-VSRL, streng geschützte Art gem. § 7 Abs. 2 Nr. 14 a BNatSchG i. Verb. m. Anhang A EG-VO 338/97
- RL D Ø, RL BB Ø
- Bestandsanteil BB an D: 34 %
- Innerhalb BB Bestandsanteil in SPA (Stand 2018): 50 %
- In D (Stand 2005-09) 7.000-8.000 Paare, davon 3.041-3.163 in SPA (GRÜNEBERG et al. 2017); mit Stand 2016 in D 10.000 Paare (RYSILAVY et al. 2020).
- BB 2015/16: 2.700-2.900 Rev. (Rote Liste), zunehmend (MhB)
- EHZ: A (sehr gut)

Gefährdung durch WEA:

- Fundkartei:
 - In D bisher 33 Schlagopfer dokumentiert – 10 aus BB, 6 aus NI, 5 aus HE (Zug), 5 aus MV (Brutzeit und Herbst), 2 aus RP und je 1 aus NW (nachts) und SH, 2 aus N-Dt. ohne Ortsangabe (GRÜNKORN 2015) - insgesamt 12 x Heimzug / beginnende Brutzeit, 2 x Brutzeit, 15 x Herbstzug, 3 x Winter
 - Weitere Funde in Spanien (2), Bulgarien und Polen (je 1)
- Kollisionsgefährdung unter den bisherigen Ausschlusskriterien trotz auch nächtlicher Flugaktivität sehr gering:
 - Die Nahrungssuche erfolgt nur zu Fuß (anders als bei Greifvögeln), jedoch unternehmen Kraniche von Brutplätzen an Kleingewässern mit unzureichender Verlandungszone während der Bebrütungsphase Nahrungsflüge bis 2 km (T. DÜRR, persönl. Beob.).
 - Wechsel zwischen Nahrungsflächen erfolgen im bekannten Revier, wo Windfelder auch im Nahbereich der Anlagen durchflogen werden, meist bei Flughöhen um die 20-60 m.
 - Während der 8-wöchigen Jungenaufzucht bis zum Flügge sein fliegen die Altvögel selten.
- Steigende Fundzahlen: 2003-2006: 1, 2007-2010: 2, 2011-2014: 8, 2015-2018: 11, [2019-2021: 7](#), [2022-2024: 2](#)

Lebensraumentwertung:

- Zunehmend Bruten relativ dicht an WEA (bis <200 m), aber Brutdichte 40 % und Reproduktion 30 % niedriger in/an Windparks als auf Vergleichsflächen ohne WEA (nicht sign.) (SCHELLER & VÖKLER 2007).
- ab 400 m Entfernung zu WEA keine Beeinträchtigungen für Kraniche feststellbar (SCHELLER & VÖKLER 2007).
- MÖCKEL & WIESNER (2007) interpretieren Annäherung einzelner Brutpaare bis minimal 150 m an WEA als gewisse Empfindlichkeit gegenüber WEA
- Störungen durch Bau, Erschließung, Wartung usw. wahrscheinlicher als durch WEA selbst.
- SCHELLER (2008) untersuchte Auswirkungen des WP Falkenwalde (UM) auf 3 Kranichpaare, die im Jahr 2001 (ohne WEA) 280, 660 und 720 m (Ø 553 m) von den späteren WEA entfernt brüteten. In den folgenden 7 Jahren (mit WEA) schwankte der Brutbestand bei Nutzung von insgesamt 4 Feldsöllen zwischen 1 und 3 BP und stieg entgegen der positiven Entwicklung des Landesbestandes nicht weiter an. Die Entfernung der gewählten Brutplätze (n=9) zu WEA Ø 411 m war allerdings kleiner als das o. g. Mittel. Als Gründe für Wechsel der Brutplätze wurden Trockenheit und Wildschweine angegeben.

- SCHELLER et al. (2012a) konnten während der ersten vier Betriebsjahre des WPs Brüssow / UM (22 WEA) im 1-km-Radius keine Auswirkungen auf die Brutdichte des hier mit 5-7 BP siedelnden Kranichs feststellen. Allerdings kam es durch menschliche Störungen bei der Errichtung einer WEA zur Prädation eines trotz dieser Störungen in nur 100 m von der WEA entfernten Erst- und Nachgeleges durch Kolkkraben.
- SCHELLER et al. (2012b) untersuchten Auswirkungen des WP Wallmow (UM) auf Kranichpaare, die in den Jahren 2002-2008 (ohne WEA) und 2009-2012 (mit WEA) bis 1 km vom WP entfernt brüteten. Vor Errichtung des WPs brüteten dort \bar{x} 4,1 (4-5) BP, danach \bar{x} 5,0 (4-7) BP. Vor Errichtung der WEA Entfernungen zwischen Brutplatz und Standorten der geplanten WEA \bar{x} 377 m (165-885 m, n=29). Nach Errichtung des WP signifikant vergrößerter Abstand von \bar{x} 723 m (190-1.010 m, n=20). Deutlichste Unterschiede im Entfernungsbereich bis 400 m: vor Errichtung der WEA hier noch 79 % aller Brutplätze, mit WEA nur noch 20 %. Meidung von Brutplätzen bis 200 m zu WEA ermittelt.
- In den folgenden 7 Jahren (mit WEA) schwankte der Brutbestand bei Nutzung von insgesamt 4 Feldsollen zwischen 1 und 3 BP und stieg entgegen der positiven Entwicklung des Landesbestandes nicht weiter an. Die Entfernung der gewählten Brutplätze (n=9) zu WEA \bar{x} 411 m war allerdings kleiner als das o. g. Mittel. Als Gründe für Wechsel einzelner Brutplätze wurden Verlust in der Habitataignung angegeben, sowohl durch zu hohe als auch durch zu niedrige Wasserstände
- In einer deutschlandweiten Analyse ermittelten BUSCH et al. (2017) für etwa 3 % der aktuellen Kranichlebensräume ein Störpotenzial durch die derzeit bestehenden Windkraftanlagen (gemessen an Überlappung von Brutverbreitung und Verteilung der WEA, Ausbaustand 2015). Dabei sind etwa 3 % der deutschen Brutpopulation betroffen.

Aktionsraum:

- In den ersten Tagen nach dem Schlupf noch im unmittelbaren Brutgebiet, dann zunehmender Aktionsraum - „kilometerweit vom Brutplatz entfernt“ (PRANGE 1989).
- Nach NOWALD (2003) Reviergröße von Kranichfamilien E Juni – A August im Mittel 69,7 ha (Core-Convex-Polygon)
- 13 telemetrierte Kranichfamilien im Bereich der Mecklenburgischen Seenplatte benötigten für eine erfolgreiche Jungenaufzucht in den Jahren 1995-2000 durchschnittlich 80,5 ha (<http://www.kraniche.de/Forschung/Besenderung.shtml>).

Abstandsregelungen:

TAK BB	LAG VSW (2007)
Schutzbereich 0,5 km zum Horst	Tabubereich 1 km
neu nach AGW-Erlass (BB) 2023:	LAG VSW (2014)
Nahbereich: -	0,5 km
Zentraler Prüfbereich: 500 m	
Erweiterter Prüfbereich: -	
BNatSchG (2022): keine Regelungen	

Quellen:

- BUSCH, M., S. TRAUTMANN & B. GERLACH (2017): Overlap between breeding season distribution and wind farm risks: A spatial approach. *Vogelwelt* 137: 169-180.
- GRÜNEBERG, C., R. DRÖSCHMEISTER, D. FUCHS, W. FREDERKING, B. GERLACH, M. HAUSWIRTH, J. KARTHÄUSER, B. SCHUSTER, C. SUDFELDT, S. TRAUTMANN & J. WAHL (2017): Vogelschutzbericht 2013 – Methoden, Organisation und Ergebnisse. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* Heft 157, 230 S., Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz.
- GRÜNKORN, T. (2015): PROGRESS: Walk the line - results of search for fatalities in 55 wind farm seasons. PROGRESS final workshop, 09.03.2015, Berlin.
- NOWALD, G. (2003): Bedingungen für den Fortpflanzungserfolg: Zur Öko-Ethologie des Graukranichs *Grus grus* während der Jungenaufzucht. Diss. Uni Osnabrück.
- MÖCKEL, R. & T. WIESNER (2007): Zur Wirkung von Windkraftanlagen auf Brut- und Gastvögel in der Niederlausitz (Land Brandenburg). *Otis* 15 (Sonderheft): 1-133.

- PRANGE, H. (1989): Der Graue Kranich. Neue Brehm-Bücherei 229. Wittenberg.
- SCHELLER, W. (2008): Windeignungsgebiet Falkenwalde – Monitoring von Kranichbrutplätzen. Endbericht. Unveröff. Unters. Salix-Büro für Umwelt- und Landschaftsplanung im Auftr. Enertrag AG, 7 S.
- SCHELLER, W. & F. VÖKLER (2007): Zur Brutplatzwahl von Kranich *Grus grus* und Rohrweihe *Circus aeruginosus* in Abhängigkeit von Windenergieanlagen. Orn. Rundbr. Meckl.-Vorp. 46: 1-24.
- SCHELLER, W., R. SCHWARZ & A. GÜTTNER (2012a): Windeignungsgebiet Brüssow. Vorher-Nachher-Untersuchungen zur Beeinträchtigung von Brut- und Rastvögeln durch Windenergieanlagen. Teil I: Brutvögel. Endbericht. Unveröff. Unters. Salix-Büro für Umwelt- und Landschaftsplanung im Auftr. Enertrag AG, 27 S.
- SCHELLER, W., R. SCHWARZ & A. GÜTTNER (2012b): Windfeld Wallmow - Monitoring CEF-Ersatzbiotope 2009 bis 2012 sowie Kranich- und Rohrweihenbruten 2002 bis 2012. Windeignungsgebiet Brüssow. Unveröff. Unters. Salix-Büro für Umwelt- und Landschaftsplanung im Auftr. Enertrag AG, 16 S.

1.19. Großtrappe (*Otis tarda*)

Schutzstatus / Gefährdung / Bestandssituation in Brandenburg:

- Anh. I EG-VSRL, streng geschützte Art gem. § 7 Abs. 2 Nr. 14 a BNatSchG i. Verb. m. Anhang A EG-VO 338/97; jagdbares Wild gem. § 2 BJagdG, ganzjährige Schonzeit
- RL D 1, RL BB 1, international „Vulnerable“ (entsprechend Kategorie 3 „Gefährdet“ in D) (IUCN Red List 2014)
- Bestandsanteil BB an D: 73 %
- Innerhalb BB Bestandsanteil in SPA 100 %
- In D (Stand 2021) 347 Ind. (VSW BB).
- BB 2021: 230 Ind. (Frühjahrsbestand, ASP Großtrappe), positive Bestandsentwicklung, nach wie vor in Deutschland vom Aussterben bedroht
- EHZ: B (gut)

Gefährdung durch WEA:

- Fundkartei: unter den bisherigen Abstandsregelungen in D bisher keine Schlagopfer dokumentiert.
- Drei Fundmeldungen der Großtrappe (CAÑIZARES 2006, GARRIDO & DE LAS HERAS 2013) aus Spanien sowie ein kollidierter Hahn aus Österreich; zudem eine Fundmeldung einer Zwergtrappe (*Tetrax tetrax*) aus Spanien (MARTINEZ-ACACIO et al. 2003).
- Ausnahmsweise stellten TRAXLER et al. (2013) den Durchflug einer Großtrappe durch einen WP fest. Er erfolgte in kritischer Höhe (70-80 m) mit deutlichen Ausweichmanövern und bis auf 100 m an die WEA heran.
- Kollisionen mit Freileitungen stehen international an 1. Stelle der Altvogelverluste (z. B. RAAB et al. 2011a, ALONSO et al. 2003). Das Erlöschen lokaler Bestände in der Vergangenheit ließ sich mit der Errichtung neuer Freileitungen in Verbindung bringen, wobei nicht überall auch kollidierte Vögel gefunden wurden (LITZBARSKI & LITZBARSKI 1996 und mdl. Mitt.).
- Fliegende Großtrappen reagieren auf Freileitungen schon auf Entfernungen von über 1.000 m mit Richtungsänderungen (RAAB et al. 2011b); trotzdem sind die Verluste durch Kollisionen so hoch. Der indirekte Schluss, dass Meidung und Ausweichen Kollisionen generell verhindert, ist daher nicht zutreffend.
- Das hohe Kollisionsrisiko von Trappenarten (PRINSEN et al. 2011) steht im Einklang mit den Untersuchungsergebnissen von MARTIN (2011) sowie MARTIN & SHAW (2010), die das eingeschränkte binokulare Sichtfeld von Trappen am Beispiel der Koritrappe hervorheben.
- Da vor allem Flüge über größere Distanzen auch in größerer Höhe erfolgen (H. LITZBARSKI, mdl. Mitt.), ist mit einem Kollisionsrisiko an WEA zu rechnen.
- Sehr hohe Empfindlichkeit gegenüber zusätzlicher Mortalität (DIERSCHKE & BERNOTAT 2012).
- Kollisionsrelevant ist die bei einer GPS/GSM-Telemetriestudie an der östlichen Unterart *O. t. dybowskii* nachgewiesene nächtliche Flugaktivität (WANG et al. 2023).

Lebensraumentwertung:

- WEA in einem Großtrappengebiet in Österreich werden großräumig gemieden bei einer Annäherung auf minimal 600 m zum WP (WURM & KOLLAR 2002). RAAB et al. (2014) halten derartige Habitatverluste und -zerschneidungen für ein größeres Problem als direkte Mortalität aufgrund der ausgeprägten Treue der Art zu traditionellen Balz-, Brut- und Überwinterungsräumen.
- Monitoring WP Zitz (20 WEA) 2004-2006: Abschlussbericht des beauftragten Planungsbüros bis heute nicht vorliegend, aber folgende Sachlage nach vorliegender Datenbasis:
 - insgesamt 26 Beobachtungen in WEA-Nähe, insgesamt 157 Ind.
 - Abstände zur nächstgelegenen WEA: 200 bis 2.340 m, im Mittel etwa 1.200 m

- Im (n=23 auswertbare Beobachtungen) Laufe des 3-jährigen Monitorings erst im dritten Jahr einzelne Beobachtungen in der Entfernungsklasse <500 m → Hinweis auf Gewöhnung?
- Der WP inkl. Puffer von mindestens 350 m wurde bis auf zwei Ausnahmen (darunter 1 x 1 Henne im WP) vollständig gemieden.
- Die ermittelten Abstände wurden nur zum Teil durch das Angebot geeigneter Nahrungsflächen beeinflusst, denn der Windpark wies in mehreren Jahren geeignete Äsungsbedingungen auf, ohne dass die Trappen in ihr früheres Einstandsgebiet zurückkehrten. Auch als Winterbestand hat das Gebiet bis heute vollständig seine Bedeutung verloren, und dies auf einer Fläche von ca. 450 ha (LITZBARSKI et al. 2011).
- Zwei weitere Beobachtungen: je 1 Henne am WP Zachow/HVL (3 WEA) bzw. im WP Nauen/HVL zur Brutzeit.
- Erschließungswege und Brachen unter den WEA begünstigen Prädatoren der Großtrappe und ihrer Gelege.
- Der Lebensraum der Art ist in D auf ca. 1 % der einstigen Größe geschrumpft.
- Eine Infrastrukturanalyse im Großraum der drei letzten Großtrappengebiete (2.980 km²) ergab, dass nur noch 9,8 % davon offen, unzerschnitten und unverbaut sind; 205 WEA gab es z. Z. der Analyse 2010 im Gebiet (SCHWANDNER & LANGGEMACH 2011).
- Gut 5.000 ha Fläche gingen durch Windkraftanlagen auf den Flugwegen sowie vordem noch gelegentlich genutzten Flächen verloren, und weitere solcher Flächen im Umfang von etwa 10.000 ha wurden durch die Riegelwirkung von 93 Turbinen im Raum Marzahna abgeschnitten (MoU 2013).
- In Spanien hielten Hennen im Überwinterungsgebiet sogar noch größere Abstände zu Straßen und menschlichen Ansiedlungen ein als im Brutgebiet (PALACÍN et al. 2012). Daher kommt es auch in den Überwinterungsgebieten auf Störungsarmut, Unzerschnittenheit und Unverbautheit an. Hinreichend große Überwinterungsgebiete sind zudem erforderlich wegen der einzuhaltenden Fruchtfolgen (Raps „rotiert“ auf der Gesamtfläche), um im Falle von Störungen (Menschen, Seeadler etc.) das Ausweichen zu sichern und um bei hohen Schneelagen immer auch freigewehte Bereiche zu finden.
- Auf den Flugrouten lt. Karte der VSW standen Anfang 2011 161 WEA, obwohl Flugrouten nach den bis 2010 geltenden TAK freizuhalten waren. Die Risiken der Verbauung von Flugrouten zeigt ALONSO (2013) in einem von der zuständigen Regionalen Planungsgemeinschaft (RPG) beauftragten Gutachten auf. Den Empfehlungen dieses weltweit anerkannten Großtrappenexperten zum Trotz beauftragte dieselbe RPG ein weiteres Gutachten, das schließlich Unbedenklichkeit bescheinigt (PÖYRY 2014, Abwägung siehe http://www.havelland-flaeming.de/media/files/Amt-43_2015_web.pdf).
- Wie effektiv WEA als Barriere wirken können, zeigte sich am Flugkorridor bei Marzahna/Malterhausen (PM/TF), der mit zunehmender Zahl WEA immer mehr an Bedeutung verlor (Daten der VSW).
- EISENBERG et al. (2018) analysierten den Wechsel von Großtrappen zwischen den letzten drei deutschen Brutgebieten und betonen anhand der Ergebnisse die Wichtigkeit des Erhaltes unverbauter Flugwege zur Aufrechterhaltung einer Metapopulation. Fast die Hälfte der Großtrappen wechselt im immaturren Alter in eins der anderen Gebiete. Später, im reproduktionsfähigen Alter, wurden 17,7 % der noch lebenden Weibchen und 43,2 % der Männchen in einem der anderen Gebiete festgestellt. Die übrigen kehrten ins eigene Einstandsgebiet zurück oder wechselten wiederholt, teils auch zwischen allen drei Gebieten. Ein Teil der Vögel wanderte im Laufe des Lebens immer wieder. Zwischen zwei der Gebiete wechseln teils große Anteile des Bestandes.

Aktionsraum:

- Großtrappen leben in Fortpflanzungsgemeinschaften, die traditionelle Wintergebiete haben, sich zur Balz an bestimmten Plätzen konzentrieren, deutlich weiter verteilte Brutplätze haben und im Jahresverlauf einige Tausend Hektar große Gebiete nutzen.
- Bei brütenden ♀♀ in Spanien lag die mittlere Entfernung der Brutplätze vom Balzplatz bei 7,7 km (0,2 – 53,8 km) (MAGAÑA et al. 2011).
- Ebendort Dispersal nach der Brutzeit bei ♂♂ 5,9 – 20,0 km (Median 12,5 km), bei ♀♀ 2,4 – 10,9 km (Median 4,0 km) (MORALES et al. 2000).
- Saisonale Wanderungen bis > 10 km in D (Vogelschutzwarte unveröff., EISENBERG et al. 2018) und 14,5 km (Hennen) bzw. 20 km (Hähne) in Spanien (ALONSO et al. 1995, ALONSO & MORALES 2000).
- Jugenddispersal zwischen 5 und 65 km (ALONSO et al. 1998), noch größer bei Großtrappen in D (u. a. DORNBUSCH 1981, 1987, BLOCK 1996, EISENBERG 1996, EISENBERG et al. 2018).
- Zwischen Belziger Landschaftswiesen (BLW) und Fiener Bruch (FB) ganzjährig regelmäßiger Austausch über ca. 30 km, weniger zwischen diesen beiden Gebieten und dem Havelländischen Luch (EISENBERG et al. 2018).
- In D werden noch ca. 500 km² regelmäßig genutzt, d. h. etwa 1 % des früheren Lebensraumes, zur tatsächlichen Flächenverfügbarkeit siehe oben (SCHWANDNER & LANGGEMACH 2011).

Bemerkungen:

- Memorandum of Understanding (MoU): Nach diesem internationalen Übereinkommen im Rahmen der Bonner Konvention sollen die Länder die in letzter Zeit („recently“) verwaisten Großtrappenlebensräume erfassen und in die Schutzbemühungen durch geeignete Landbewirtschaftung sowie Managementmaßnahmen einbeziehen, um sie als Potenzialgebiete für die Großtrappe zu erhalten und deren Rückkehr zu ermöglichen. Für den Schutz der Großtrappen auf den Zugwegen und in den Überwinterungsgebieten sind geeignete Maßnahmen zu ergreifen.
- Die Notwendigkeit der Berücksichtigung der Metapopulationsstruktur bei allen Managementmaßnahmen wird durch PITRA et al. (2011) betont.

Abstandsregelungen:

TAK BB

Schutzbereich Brutgebiete + 3-km-Radius
und Wintereinstandsgebiete

Restriktionsbereich 3 km um Winterein-
standsgebiete und definierte Wander-
korridore

neu nach AGW-Erlass (BB) 2023:

Nahbereich: Brut- und Wintereinstandsgebiete
entsprechend Karte (Anlage 1.3)

Zentraler Prüfbereich: essenzielle Verbindungs-
korridore sowie 3.000 m Bereiche um Brut-
gebiete entsprechend Karte (Anlage 1.3)

Erweiterter Prüfbereich: -

[BNatSchG \(2022\): keine Regelungen](#)

LAG VSW (2007)

Tabubereich 1 km um Einstands-
gebiete u. Hauptflugkorridore

LAG VSW (2014)

MA 3 km um Brutgebiete, Frei-
halten von Wintereinstands-
gebieten u. regelmäßig genutzten
Flugkorridoren

Quellen:

- ALONSO, J. C. (2013): Expertise zu den möglichen Migrationen der Großtrappenpopulation (*Otis tarda*) in der Region Havelland-Fläming, Land Brandenburg. Gutachten im Auftrag der Regionalen Planungsgemeinschaft Havelland-Fläming.
- ALONSO, J. C., J. A. ALONSO, E. MARTÍN & M. MORALES (1995): Range and Patterns of Great Bustard Movements at Villafafila, NW Spain. *Ardeola* 42: 69-76.
- ALONSO, J. C., E. MARTIN, J. A. ALONSO & M. B. MORALES (1998): Proximate and ultimate causes of natal dispersal in the Great Bustard *Otis tarda*. *Behav. Ecol.* 9: 243-252.

- ALONSO, J. C. & M. B. MORALES (2000): Partial migration, and lek and nesting area fidelity in female Great Bustard. *Condor* 102: 127-136.
- ALONSO, J. C., C. A. MARTÍN, J. A. ALONSO, C. PALACÍN, M. MAGAÑA & S. J. LANE (2003): Distribution dynamics of a great bustard metapopulation throughout a decade: influence of conspecifics and recruitment. *Biodiv. Conserv.* 13: 1659-1674.
- BLOCK, B. (1996): Wiederfunde von in Buckow ausgewilderten Großtrappen (*Otis t. tarda* L., 1758). *Natursch. Landschaftspf. Brandenb.* 5:70-75.
- CAÑIZARES, A. R. (2006): Plan de seguimiento faunístico del parque eólico de Cerro Revolcado. Informe III.
- DIERSCHKE, V. & D. BERNOTAT (2012): Übergeordnete Kriterien zur Bewertung der Mortalität wildlebender Tiere im Rahmen von Projekten und Eingriffen – unter besonderer Berücksichtigung der deutschen Brutvogelarten. http://www.bfn.de/0306_eingriffe-toetungsverbot.html.
- DORNBUSCH, M. (1981): Bestand, Bestandsförderung und Wanderungen der Großtrappe (*Otis tarda*). *Naturschutzarb. Berlin Brandenburg* 17: 22-24.
- DORNBUSCH, M. (1987): Zur Dispersion der Großtrappe (*Otis tarda*) Ber. Vogelwarte Hiddensee 8: 49-55.
- EISENBERG, A. (1996): Zur Raum- und Habitatnutzung handaufgezogener Großtrappen (*Otis t. tarda* L., 1758). *Natursch. Landschaftspf. Brandenb.* 5:70-75.
- EISENBERG, A. H. WATZKE & T. LANGGEMACH (2018): Wechsel von Großtrappen (*Otis tarda*) zwischen den Schutzgebieten Belziger Landschaftswiesen, Fiener Bruch und Havelländisches Luch in den Jahren 2001 bis 2017. *Natursch. Landschaftspf. Brandenburg* 27: 30-43.
- GARRIDO J. R. & M. DE LAS HERAS (2013): Programa de Emergencias, Control Epidemiológico y Seguimiento de Fauna Silvestre de Andalucía. Seguimiento de Aves Terrestres. Reproducción 2012. Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Unpubl. report.
- LITZBARSKI, B. & H. LITZBARSKI (1996): Zur Situation der Großtrappe *Otis tarda* in Deutschland. *Vogelwelt* 117: 213 – 224.
- LITZBARSKI, B., H. LITZBARSKI, S. BICH & S. SCHWARZ (2011): Bestandssicherung und Flächennutzung der Großtrappen (*Otis tarda*) im Fiener Bruch. *Berichte Landesamt Umweltschutz Sachsen-Anhalt Sonderheft 1/2011*: 83-94.
- MAGAÑA, M., J. C. ALONSO, J. A. ALONSO, C. A. MARTÍN, B. MARTÍN & C. PALACÍN (2011): Great Bustard (*Otis tarda*) nest locations in relation to leks. *J. Orn.* 152: 541-548.
- MARTIN, G. R. (2011): Understanding bird collisions with man-made objects: a sensory ecology approach. *Ibis* 153: 239-254.
- MARTIN, G. R. & J. M. SHAW (2010): Bird collisions with power lines: Failing to see the way ahead? *Biol. Cons.* 143: 2695-2702.
- MARTINEZ-ACACIO, C., J. A. CAÑIZARES & J. A. TORTOSA (2003): Plan de seguimiento faunístico del parque eólico de Malefatón. Informe I.
- MORALES, M. B., J. C. ALONSO, J. A. ALONSO & E. MARTIN (2000): Migration Patterns in Male Great Bustards (*Otis tarda*). *The Auk* 117: 493-498.
- MoU (Memorandum of Understanding the Middle-European Population of the Great Bustard), (2013): German National Report, 16 S.
- PALACÍN, C., J. C. ALONSO, C. A. MARTÍN & J. A. ALONSO (2012): The importance of traditional farmland areas for steppe birds: a case study of migrant female Great Bustards *Otis tarda* in Spain. *Ibis* 154: 85-95.
- PITRA, C., S., SUÁREZ-SEOANE, C. A. MARTÍN, W. J. STREICH & J. C. ALONSO (2011): Linking habitat quality with genetic diversity: a lesson from great bustards in Spain. *European Journal of Wildlife Research* 57:411–419.
- PÖYRY (2014): Bestandsdatenbasierte Einschätzung der potenziellen Beeinträchtigung der Großtrappe (*Otis tarda*) durch die Windenergienutzung in der Planungsregion Havelland-Fläming. Berlin. Fachgutachten im Auftrag der Regionalen Planungsgemeinschaft Havelland-Fläming.

- PRINSEN, H., G. BOERE, N. PÍRES & J. SMALLIE (2011): Review of the conflict between migratory birds and electricity power grids in the African-Eurasian region. CMS, 115 S.
- RAAB, R., C. SCHÜTZ, P. SPAKOVŠKY, E. JULIUS, & C. H. SCHULZE (2011 a): Underground cabling and marking of power lines: conservation measures rapidly reducing mortality of West-Pannonian Great Bustards *Otis tarda*. Bird Cons. Intern 21: doi:10.1017/S0959270911000463.
- RAAB, R., P. SPAKOVŠKY, E. JULIUS, C. SCHÜTZ & C. H. SCHULZE (2011b): Effects of power lines on flight behaviour of the West-Pannonian Great Bustard *Otis tarda* population. Bird Cons. Intern 21: 142-155.
- RAAB, R., E. JULIUS, L. GREIS, C. SCHÜTZ, P. SPAKOVŠKY, J. STEINDL & N. SCHÖNEMANN (2014): Endangering factors and their effect on adult Great Bustards (*Otis tarda*) – conservation efforts in the Austrian LIFE and LIFE+ projects. Aquila 121: 49-63.
- SCHWANDNER, J. & T. LANGGEMACH (2011): Wie viel Lebensraum bleibt der Großtrappe (*Otis tarda*)? Infrastruktur und Lebensraumpotenzial im westlichen Brandenburg. Ber. Vogelschutz 47/48: 193-206.
- TRAXLER, A., S. WEGLEITNER, H. JAKLITSCH, A. DAROLOVÁ, A. MELCHER, J. KRIŠTOFÍK, R. JUREČEK, L. MATEJOVIČOVÁ, M. PRIVREL, A. CHUDÝ, P. PROKOP, J. TOMEČEK & R. VÁCLAV (2013): Untersuchungen zum Kollisionsrisiko von Vögeln und Fledermäusen an Windenergieanlagen auf der Parndorfer Platte 2007 – 2009, Endbericht. Unveröff. Gutachten: 1-98.
- WANG, Y., G. PUREV-OCHIR, A. GUNGAA, B. ERDENECHIMEG, O. TERBISH, D. KHURELBAATAR, Z. WANG, C. MI & Y. GUO (2023): Migration patterns and conservation status of Asian Great Bustard (*Otis tarda dybowskii*) in northeast Asia. J. Ornithol. 164: 341-352.
- WURM, H. & H. P. KOLLAR (2002): Auswirkungen des Windparks Zurndorf auf die Population der Großtrappe (*Otis tarda* L.) auf der Parndorfer Platte. 3. Zwischenbericht und Schlussbericht, 26 S.

1.20. Wachtelkönig (*Crex crex*)

Schutzstatus / Gefährdung / Bestandssituation in Brandenburg:

- Anh. I EG-VSRL; streng geschützte Art nach § 7 Abs. 2 Nr. 14c BNatSchG, § 1 Satz 2 i. Verb. m. Anl. 1 Spalte 3 BArtSchV
- RL D 1, RL BB 2
- Bestandsanteil BB an D: 23 %
- Innerhalb BB Bestandsanteil in SPA (Stand 2018): 95 %
- In D (Stand 2005-09) 2.300-4.100 Rev., davon 1.569-2.081 in SPA (GRÜNEBERG et al. 2017); mit Stand 2011-16 in D 1.300-2.000 Rev. (RYS LAVY et al. 2020).
- BB 2019: >55 rufende Tiere, starke Bestandsschwankungen, seit 2007 deutlich abnehmend (MsB)
- EHZ: B/C (gut bis schlecht)

Gefährdung durch WEA:

- Fundkartei: bisher ein Schlagopfer in Bulgarien dokumentiert (ZEHTENDJIEV 2015)
- Nachtaktiv bei kritischen Flughöhen (Zug, Lockwirkung rufender ♂♂ am Boden auf fliegende ♂♂ und ♀♀, aber auch Flugbalz in 100-300 m Höhe, M. FLADE, schriftl. Mitt.)

Lebensraumentwertung:

- Der Wachtelkönig gehört zu jenen Arten, bei denen auch akustische Beeinträchtigungen in Betracht zu ziehen sind. Kritischer Schallpegel nach GARNIEL et al. (2007) 47 dB(A).
- Meideverhalten gegenüber WEA (250-300 m) und Aufgabe von Rufrevieren, evtl. durch akustische Einflüsse (MÜLLER & ILLNER 2001, H. ILLNER, mdl. Mitt.)
- JOEST (2009) nennt Meidung bzw. geringere Dichte bis ca. 500 m von WEA / WPs. Von 126 Revieren in fünf Jahren lag keines innerhalb der WP im Gebiet; Die „Effektdistanz“ nach GARNIEL et al. (2007) lag gegenüber einzelnen WEA bei 600 m, zu WPs bei 1.000 m; Selektivitätsindex ergab ähnliche Werte (JOEST 2011).
- In einer deutschlandweiten Analyse ermittelten BUSCH et al. (2017) für etwa 3 % der aktuellen Wachtelköniglebensräume ein Störpotenzial durch die derzeit bestehenden Windkraftanlagen (gemessen an Überlappung von Brutverbreitung und Verteilung der WEA, Ausbaustand 2015). Dabei sind etwa 3 % der deutschen Brutpopulation betroffen.

Aktionsraum:

- Mehrere Aspekte erfordern große Gesamtlebensräume für erfolgreiche Reproduktion: das „sukzessiv polygame“ Paarungssystem mit Neuverpaarungen und Umzügen, das ausgeprägte Sozialverhalten (z. B. Rufgruppen) (SCHÄFFER 1999, SCHIPPER et al. 2011), die im Laufe von Brut und Aufzucht wechselnden Habitatansprüche (FLADE 1991) und die Dynamik in der Größe des Gesamtbestandes, welche die Anwendung von Kontinuität als Bewertungsfaktor erschwert.
- In der Hellwegbörde (NW) wurde z. B. trotz erkennbarer Schwerpunktbildung in einigen Feldfluren deutlich, dass über die Jahre das gesamte Untersuchungsgebiet als besiedelbarer Lebensraum zu werten ist, in dem sich die Reviere von Jahr zu Jahr unterschiedlich verteilen können (JOEST 2011).
- Umsiedlungen in derselben Brutzeit im Unteren Odertal bis zu 12 km (SADLIK 2001-2009), obwohl ♂♂ über die Jahre zunächst Brutorttreue zeigen (K. MATSCHEI & V. HASTÄDT, unveröff.).
- Planerisch bedeutsam ist, dass die Brutplätze in der Regel deutlich unter 100 m von den Rufplätzen der ♂♂ entfernt liegen. Zusätzlich ist Rufen am Tage ein geeignetes Kriterium für das Vorhandensein von Brutplätzen (SCHÄFFER 1999, MAMMEN et al. 2005).

Abstandsregelungen:

TAK BB

Gebietskulisse Wiesenbrüter
gemäß Karte des LUGV
neu nach AGW-Erlass (BB) 2023:
Nahbereich: -
Zentraler Prüfbereich: Brutgebiete
entsprechend Karte (Anlage 1.4)
Erweiterter Prüfbereich: -
BNatSchG (2022): keine Regelungen

LAG VSW (2007)

Tabubereich 1 km
LAG VSW (2014)
MA 0,5 km um regelm. Brutvor-
kommen, Dichtezentren
insgesamt

Quellen:

- BUSCH, M., S. TRAUTMANN & B. GERLACH (2017): Overlap between breeding season distribution and wind farm risks: A spatial approach. *Vogelwelt* 137: 169-180.
- FLADE, M. (1991): Die Habitate des Wachtelkönigs während der Brutsaison in drei europäischen Stromtälern (Aller, Save, Biebrza). *Vogelwelt* 112: 16-39.
- GARNIEL, A., W. D. DAUNICHT, U. MIERWALD & U. OJOWSKI (2007): Vögel und Verkehrslärm. Quantifizierung und Bewältigung entscheidungserheblicher Auswirkungen von Verkehrslärm auf die Avifauna. Schlussbericht November 2007 / Kurzfassung. – FuE-Vorhaben 02.237/2003/LR des Bundesministeriums für Verkehr, Bau- und Stadtentwicklung. 273 S., Bonn, Kiel.
- GRÜNEBERG, C., R. DRÖSCHMEISTER, D. FUCHS, W. FREDERKING, B. GERLACH, M. HAUSWIRTH, J. KARTHÄUSER, B. SCHUSTER, C. SUDFELDT, S. TRAUTMANN & J. WAHL (2017): Vogelschutzbericht 2013 – Methoden, Organisation und Ergebnisse. *Naturschutz und Biologische Vielfalt Heft 157*, 230 S., Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz.
- JOEST, R. (2009): Bestand, Habitatwahl und Schutz des Wachtelkönigs im Europäischen Vogelschutzgebiet Hellwegbörde in den Jahren 2007 und 2008. *ABU, Biol. Station*, 41 S.
- JOEST, R. (2011): Kartierung und Schutz des Wachtelkönigs im Europäischen Vogelschutzgebiet Hellwegbörde in den Jahren 2007 bis 2011. Bericht der Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz, 35 S.
- MAMMEN, U., T. BAHNER, J. BELLEBAUM, W. EIKHORST, S. FISCHER, I. GEIERSBERGER, A. HELMECKE, J. HOFFMANN, G. KEMPF, O. KÜHNAST, S. PFÜTZKE & A. SCHOPPENHORST (2005): Grundlagen und Maßnahmen für die Erhaltung des Wachtelkönigs und anderer Wiesenvögel in Feuchtgrünlandgebieten. *BfN-Skripten* 141, 271 S.
- MÜLLER, A. & H. ILLNER (2001): Beeinflussen Windenergieanlagen die Verteilung rufender Wachtelkönige und Wachteln? Vortrag Fachtagung „Windenergie und Vögel“ 29./30.11.2001.
- SADLIK, J. (2001 - 2009): Unveröff. Beringungsberichte.
- SCHÄFFER, N. (1999): Habitatwahl und Partnerschaftssystem von Tüpfelralle *Porzana porzana* und Wachtelkönig *Crex crex*. *Ökol. Vögel* 21: 1-267.
- SCHIPPER, A. M., K. KOFFIJBERG, M. WEPEREN, G. ATSMAN, A. M. J. RAGAS, A. J. HENDRIKS & R. S. W. E. LEUVEN (2011): The distribution of a threatened migratory bird species in a patchy landscape: a multi-scale analysis. *Landscape Ecology* 26: 397-410.
- ZEHTENDJIEV, P. (2015): Bird collisions in the largest wind farm in Bulgaria. Workshop PROGRESS project. 9th March 2015, Berlin.

1.21. Goldregenpfeifer (*Pluvialis apricaria*)

Schutzstatus / Gefährdung / Bestandssituation in Brandenburg:

- Anh. I EG-VSRL; streng geschützte Art nach § 7 Abs. 2 Nr. 14c BNatSchG, § 1 Satz 2 i. Verb. m. Anl. 1 Spalte 3 BArtSchV
- RL D 1, RL BB Ø
- kein Brutvogel in Brandenburg
- In D (Stand 2005-09) 8-11 Brutpaare, alle in SPA (GRÜNEBERG et al. 2017); mit Stand 2014 in D nur noch 0-2 Rev. (RYS LAVY et al. 2020).

Gefährdung durch WEA:

- Fundkartei:
 - Für D sind 25 Kollisionen dokumentiert, weitere 22 aus anderen Ländern Europas: 7 x Norwegen, 5 x Niederlande, 5 x Frankreich, 3 x Spanien, je 1 x Dänemark und Schweden.
 - Soweit bekannt: 6 x während Heimzug, 18 x während Herbstzug
 - Die Ergebnisse von GRÜNKORN et al. (2005, 2009) sprechen für ein hohes Kollisionsrisiko.
 - Aus Brutgebieten sind bisher nur 7 Funde von der Insel Smøla (N) bekannt, wo die Art an 3. Stelle unter den Kollisionsoffern rangiert sowie ein Fund aus Schweden. Genauere Erkenntnisse sind nicht publiziert (BEVANGER et al. 2010). Weitere Funde in Spanien (3), den Niederlanden (3) und Schweden (1).
- In D bisher keine systematische Totfundsuche an brutplatznahen Standorten.
- HANDKE & REICHENBACH (2007) stellten in Schottland in einer Brutsaison ca. 25 % der Flugbewegungen in Rotorhöhe fest, in der nächsten Saison sowie außerhalb der Brutzeit ca. 50 %.

Lebensraumentwertung:

- Aus dem deutschen Brutgebiet sind keine Untersuchungen bekannt.
- PEARCE-HIGGINS et al. (2008, 2009) fanden bei brütenden Goldregenpfeifern in Schottland eine signifikante Meidung bis zum Abstand von 200 m von WEA. Die Goldregenpfeiferdichte lag in WEA-Gebieten insgesamt unter den modellierten Erwartungswerten. In einer BACI-Studie fanden PEARCE-HIGGINS et al. (2012) während der Bauzeit kaum Änderungen in der Brutdichte von Goldregenpfeifern gegenüber der Zeit davor.
- Bei einer Vorher-Nachher-Untersuchung in Schottland durch SANSOM et al. (2016) war die Abundanz von Goldregenpfeifern in einem WP signifikant reduziert um 79 % gegenüber dem Wert vor der Errichtung des WP. Signifikante Verlagerung der Brutplätze wurde bis zu 400 m von den WEA ermittelt, ohne dass sich sonstige Habitateigenschaften geändert hatten. Der Bruterfolg war nicht reduziert, allerdings räumen die Autoren ein, dass diese Aussage bei nur wenigen verbliebenen BP im WP nicht belastbar ist. In vermutlich demselben WP fanden SANSOM et al. (2017) zwar kaum Veränderungen von Abundanz und Verteilung in der Bauzeit gegenüber der Zeit davor, jedoch sign. Abnahme von Vögeln bis 400 m von den WEA bei deren späterem Betrieb.
- Eine Metaanalyse von HÖTKER (2017) zeigte für die Brutzeit für jeweils 3 Studien Meidung und Attraktivwirkung von WEA.
- Zu den zahlreichen Befunden in Durchzugs- und Rastgebieten siehe Kapitel 2.4.

Aktionsraum:

- Die letzte in Mitteleuropa verbliebene Brutpopulation befindet sich in Niedersachsen. Dort brüten die Goldregenpfeifer in Hochmooren, bevorzugt in vegetationsarmen bis -freien Bereichen. Seit 1991 besiedelt die Art dabei ausschließlich in Abtorfung befindliche Frästorfflächen. Als Nahrungshabitat hat nahe den Mooren gelegenes Grünland für die Vögel, insbesondere während der Eiproduktion und Bebrütung, hervorgehobene Bedeutung. Diese Flächen haben einen Abstand zu den Neststandorten von bis zu 6 km (vgl. u. a. DEGEN 2008, OLTMANS & DEGEN 2009).

- In Schottland wird ein Kollisionsrisiko im Zusammenhang mit Nahrungsflügen zwischen Brut- und Nahrungshabitaten gesehen, welche tags und in der Nacht stattfinden (PEARCE-HIGGINS et al. 2008).

Abstandsregelungen:

TAK BB

Kein Brutvogel in BB

BNatSchG (2022): keine Regelungen

LAG VSW (2007)

Tabubereich 1 km

Prüfbereich 6 km

LAG VSW (2014)

MA 1 km

PB 6 km

Quellen:

- BEVANGER, K., BERNTSEN, F., CLAUSEN, S., DAHL, E.L., FLAGSTAD, Ø. FOLLESTAD, A., HALLEY, D., HANS-SEN, F., JOHNSEN, L., KVALØY, P., LUND-HOEL, P., MAY, R., NYGÅRD, T., PEDERSEN, H.C., REITAN, O., RØSKAFT, E., STEINHEIM, Y., STOKKE, B. & VANG, R. (2010): Pre- and post-construction studies of conflicts between birds and wind turbines in coastal Norway (BirdWind). Aktiviteter 2007-2010. NINA Report 620, 152 S.
- DEGEN, A. (2008): Untersuchungen und Maßnahmen zum Schutz des Goldregenpfeifers *Pluvialis apricaria* im EU-Vogelschutzgebiet „Esterweger Dose“ in den Jahren 2004 bis 2007 als Teilaspekt des niedersächsischen Goldregenpfeifer-Schutzprogramms. Vogelkd. Ber. Niedersachs. 40: 293-304.
- GRÜNEBERG, C., R. DRÖSCHMEISTER, D. FUCHS, W. FREDERKING, B. GERLACH, M. HAUSWIRTH, J. KARTHÄUSER, B. SCHUSTER, C. SUDFELDT, S. TRAUTMANN & J. WAHL (2017): Vogelschutzbericht 2013 – Methoden, Organisation und Ergebnisse. Naturschutz und Biologische Vielfalt Heft 157, 230 S., Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz.
- GRÜNKORN, T., A. DIEDERICHS, B. STAHL, D. POSZIG & G. NEHLS (2005): Entwicklung einer Methode zur Abschätzung des Kollisionsrisikos von Vögeln an Windenergieanlagen. Endbericht März 2005, Gutachten i. A. des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein. 109 S.
- GRÜNKORN, T., A. DIEDERICHS, D. POSZIG, B. DIEDERICHS & G. NEHLS (2009): Wie viele Vögel kollidieren mit Windenergieanlagen? Natur und Landschaft 84: 309-314.
- HANDKE, K. & M. REICHENBACH (2007): Bird Impact Assessment for Penbreck Windfarm South Lanarkshire. 72 S. und Anhänge.
- HÖTKER, H. (2017): Birds: displacement. In: PERROW, M. R. (Hrsg.): Wildlife and Wind Farms, Conflicts and Solutions. Vol. 1: Onshore: Potential Effects: 118-154.
- OLTMANN, B., & A. DEGEN (2009): Vom Charaktervogel zum Sorgenkind: Der Goldregenpfeifer. Falke 56: 305-309.
- PEARCE-HIGGINS, J. W., L. STEPHEN, R. H. W. LANGSTON & J. A. BRIGHT (2008): Assessing the cumulative impacts of wind farms on peatland birds: a case study of golden plover *Pluvialis apricaria* in Scotland. Mires and Peat 4 (2008/9), Article 01.
- PEARCE-HIGGINS, J. W., L. STEPHEN, R. H. W. LANGSTON, I. P. BAINBRIDGE & R. BULLMANN (2009): The distribution of breeding birds around upland wind farms. J. Appl. Ecol. 46: 1323-1331.
- PEARCE-HIGGINS, J. W., L. STEPHEN, A. DOUSE & R. H. W. LANGSTON (2012): Greater impacts of wind farms on bird populations during construction than subsequent operation: results of a multi-site and multi-species analysis. J. Appl. Ecol. 49: 386-394.
- SANSOM, A., J. W. PEARCE-HIGGINS & D. J. T. DOUGLAS (2016): Negative impact of wind energy development on a breeding shorebird assessed with a BACI study design. Ibis 158: 541-555.
- SANSOM, A., J. W. PEARCE-HIGGINS & D. DOUGLAS (2017): The impacts of a wind farm on breeding golden plover (*Pluvialis apricaria*). In: ANONYM (Hrsg.): Conference on Wind Energy and Wildlife Impacts, 6-8 Sept. 2017, Estoril, Portugal, Book of Abstracts: 157.

1.22. Waldschnepfe (*Scolopax rusticola*)

Schutzstatus / Gefährdung / Bestandssituation in Brandenburg:

- Anh. I EG-VSRL; besonders geschützte Art gem. § 7 Abs. 2 Nr.13 bb BNatSchG; jagdbares Wild gem. § 2 BJagdG
- RL D V, RL BB Ø
- Bestandsanteil BB an D: 7,6 %
- In D (Stand 2005-09) 20.000-39.000 Rev. (GRÜNEBERG et al. 2017); mit Stand 2016 in D 20.000-39.000 Rev. (RYSILAVY et al. 2020).
- BB 2015/16:1.300-1.800 Rev. (Rote Liste), stabil, evtl. leicht abnehmend (MsB)
- EHZ: B

Gefährdung durch WEA:

- Fundkartei:
 - Bisher 10 Schlagopfer in D (1 aus BB) zu verschiedenen Jahreszeiten.
 - 13 Fälle aus anderen europäischen Ländern: 5 x Frankreich, je 2 x Griechenland und Spanien, je 1 x Belgien, Niederlande, Österreich und Schweden
- Bisher gibt es kaum Erfahrungen mit WEA im Wald, jedoch **mind. 6** der gemeldeten Kollisionopfer lagen an WEA im Wald **oder am Waldrand**.
- Zur Flughöhe bei der Balz gibt es unterschiedliche Angaben: während DORKA et al. (2014) 60-100 m nennen, gibt BRAUNEIS (2019) für das hessische Bergland < 35 m an.
- **Von den in der zentralen Funddatei erfassten Meldungen entfallen 37,5 % (n=8) der Kollisionen auf WEA mit einem Freiraum unterhalb der Rotorzone von max. 60 m, 25,0 % vom 61 - 80 m und 37,5 % von 81 - 100 m.**
- Fundmeldungen 1 x aus Winter, 3 x Heimzug / beginnende Brutzeit, 6 x Herbstzug

Lebensraumentwertung:

- Bei einer Untersuchung vor und nach Bau und Inbetriebnahme eines WP im Nordschwarzwald ermittelte man einen Bestandsrückgang von 10 ♂♂/100 ha auf 1,2 ♂♂/100 ha, was nach Literaturrecherchen als niedrigster bekannt gewordener Siedlungsdichtewert bei vergleichbaren Untersuchungen anzusehen ist (Rückgang balzfliegender Vögel um 88 %). Als Ursache wird die Barrierewirkung der Anlagen (auch stillstehend!) auf eine Entfernung von 300 m angenommen. Auch eine Störung der akustischen Kommunikation der Schnepfen bei Balzflug und Paarung kann nicht ausgeschlossen werden (DORKA et al. 2014).
- Kritik an der zitierten Arbeit durch SCHMAL (2015) (u. a. „keine Hinweise auf eine mögliche Störung der Tiere“) wird durch STRAUB et al. aus fachlicher und rechtlicher Sicht detailliert widerlegt; die Ergebnisse werden durch zusätzliche Argumente untersetzt mit dem Fazit, dass die Waldschnepfe weiterhin als windkraftsensible Art einzustufen und bei Planung und Bewertung von WEA zu berücksichtigen ist.
- GARNIEL et al. (2007) nennen einen kritischen Schallpegel von 55 dB(A). Die dort genannte Effektdistanz von 300 m stimmt mit dem Meidebereich an WEA gut überein.
- Über die Lautstärke hinaus könnte der von WEA ausgehende Infraschall den akustischen Teil der Waldschnepfenbalz maskieren, vor allem das Quorren und die „Instrumentallaute“. Zudem sind angesichts der an bestimmte Strukturen gebundenen Balz optische Störungen (Licht, Schlagschatten) anzunehmen (BRAUNEIS 2019, 2020).
- Monitoring des Ziegenmelkers im WP Spremberg Ost (WP Slamener Heide + Erweiterung Ost) ergab zur Waldschnepfe folgenden Nebenbefund:
 - Vor Inbetriebnahme in geplanter WP-Erweiterung drei Reviere (MÖCKEL et al. 2011), von denen 2 ♂♂ randlich in den Bestandswindpark Slamener Heide (Türme in Gittermastbauweise) einflogen und bei den Balzflügen die 300-450 m großen Abstände zwischen den WEA nutzten. Minimale Annäherung an WEA 220 bis 410 m, jedoch Reviermittelpunkte jeweils außerhalb des WP.
 - Im Jahr der Inbetriebnahme im erweiterten WP + 500 m Radius 4 balzende ♂♂, von denen 2 ♂♂ die 600 m großen Abstände zwischen den WEA (Gittermastbauweise) nutzten. Minimale Annäherung bei Zufallsbeobachtungen 170 bis 330 m (Median 300 m). Im Radius ab 500 bis 1.000 m mind. 2 weitere balzende ♂♂ (SCHMIDT 2017).

- In Sachsen-Anhalt wurden 2015 ein Revier in 1.030 m Entfernung zur nächstgelegenen WEA des WP Gardelegen (SAW), ein weiteres in deutlich größerer Entfernung kartiert (PSCHORN 2017).
- Ergebnisse dreijähriger Untersuchung in einem WP in NI mit zunächst 8 WEA (Freiraum unter Rotorzone 2 x 44,5 m bei 41 m Rotor-Ø, 6 x 51 m bei 48 m Rotor-Ø) (SPRÖTGE 2021a):
 - Während Bauphase zweier Fundamente (WP-Erweiterung 2017) Balzflüge mit Abstand 125-150 m entlang Waldrand parallel zu Bestands-WP. Bei Einhaltung größtmöglicher Abstände Flüge unterhalb der Rotorzone auch zwischen 2 WEA hindurch, vereinzelt auch über die Fundamentbaustellen. Weiteres Revier ca. 500 m entfernt von WEA.
 - 1. Betriebsjahr (2018) der WP-Erweiterung (2 WEA: 97,5 m Freiraum unterhalb des Rotors, 101 m Rotor-Ø): Rückgang der Balzflüge im WP unter Einbeziehung der neuen Standorte um 61 %, keine Nachweise mehr nach 5. Juni. Als Ursache Trockenheit und mögliche Verlagerung eines Reviers vermutet. Standort einer neuen WEA wurde deutlich weniger als während der Fundamentbauphase überflogen aber 2 Durchflüge unterhalb der Rotorzone.
 - 2. Betriebsjahr (2019): Gegenüber Vorjahr mehr, gegenüber Voruntersuchung 21 % weniger Balzflüge, keine Nachweise nach dem 12. Juni. Einzelne Flüge unterhalb der Rotorzone von Alt-WEA auch abseits des Waldrandes durch den WP. Annäherung an Mast der neuen WEA bis ca. 60 m. Außerhalb des WP weiterer Anstieg der Aktivität, was auf Verlagerung eines Reviers deutet.
 - Keine Aussage, ob sich die WEA während der Untersuchungen drehten oder stillstanden; keine Kollisionsopfersuche
- In NI ein Balzrevier 2018 randlich im WP Wasserstraße-Loccum (12 WEA), von 3 Seiten umschlossen durch WEA (180, 420, 420 m entfernt). Zwei Balzreviere 2016 im WP Brest (11 WEA): 1 x 1 WEA randlich im Revier, 1 x 2 WEA in einer Hälfte des Reviers, ein 3. Revier ca. 700 m vom WP entfernt (SPRÖTGE 2021b).

Aktionsraum:

- Die Balzflüge finden relativ großräumig statt, wobei sich die Reviere mehrerer ♂♂ überlappen können (z. B. HARTMANN 2007).
- Davon und von weiteren fachlichen Aspekten ausgehend, nimmt BRAUNEIS (2019, 2020) sogar ein Balz- und Paarungsverhalten wie bei Birk- und Auerhuhn oder Doppelschnepfe an, bei dem sich die Tiere an besonders geeigneten Stellen (Leks) zur Balz treffen, aber überwiegend an anderen Stellen brüten. WPs an solchen Stellen würden demnach den Bestand eines weit größeren Gebietes beeinflussen. Für Hessen beschreibt er Balzplätze überwiegend für die Plateau- und Kammlagen der bewaldeten Mittelgebirge, während sich die Beobachtungen ohne Balz gleichmäßig über alle Höhenlagen verteilen. Im Flachland müssen andere Faktoren für die Raumnutzung bei der Balz verantwortlich sein, denn auch dort ist die Waldschnepfe verbreitet (GEDEON et al. 2014).
- Im hessischen Bergland Hauptaktivität (im Hinblick auf Erfassungen) von E März bis E Mai mit Pik im April, in höheren Lagen später als in niedrigeren (BRAUNEIS 2015).
- SKIBBE (2014) ermittelte für ein ♂ über 6 Jahre einen Balzraum von 83 ha, dabei pro Jahr max. 51 ha.
- Waldschnepfen haben ein promiskues Paarungssystem, mehrere ♀♀ können in dem von einem ♂ genutzten Gebiet brüten (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1986).
- Dieses Verhalten sowie die Schwierigkeit, die Brutplätze zu lokalisieren, erfordert die Berücksichtigung zusammenhängender Gesamtlebensräume für die erfolgreiche Reproduktion, weshalb auf Schwerpunktorkommen besondere Rücksicht genommen werden sollte.

Abstandsregelungen:

TAK BB / AGW-Erlass

Keine Regelungen

BNatSchG (2022): keine Regelungen

LAG VSW (2007)

keine Regelungen

LAG VSW (2014)

0,5 km um Balzreviere;

Dichtezentren insgesamt

Bemerkungen:

- Da bei der Waldschnepfe nicht die Brutplätze, sondern lediglich die balzenden Vögel erfassbar sind, können Abstände nur um die Balzreviere festgelegt werden, d. h. ausgehend von den Flugrouten der Vögel.
- Da schon Wintergäste und Durchzügler balzen, darf auf Brutvorkommen nur dort geschlossen werden, wo regelmäßig und über Mitte April hinaus balzende ♂♂ beobachtet werden (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1986).
- SCHÖLLER (2023) stellt Erfassungen mit Hilfe bioakustischer Methoden vor, die 192 Rufserien dokumentierten und balzende Waldschnepfen auf 10 von 13 untersuchten Kilometerquadraten bestätigten, und zwar in einem Gebiet, in dem ein Planungsbüro vorher das Vorkommen von Waldschnepfen ausgeschlossen hatte.
- Weitere Untersuchungen zum Einfluss von WEA auf Waldschnepfen sind wünschenswert.

Quellen:

- BRAUNEIS, J. (2015): Beobachtungen und Betrachtungen zur Frühjahrsbalz der Waldschnepfe *Scolopax rusticola* im nordostthessischen Bergland. Orn. Mitt. 66: 223-232.
- BRAUNEIS, J. (2019): Wie „windkraftsensibel“ ist die Waldschnepfe *Scolopax rusticola* wirklich? – Beobachtungen und Bemerkungen aus dem nordostthessischen Bergland. Orn. Mitt. 71: 139-149.
- BRAUNEIS, J. (2020): Windkraft im Wald – das Ende der Waldschnepfenbalz? – Beobachtungen und Betrachtungen zur Waldschnepfe (*Scolopax rusticola*) aus dem Fulda-Werra-Bergland. Acta ornithoecol. 9.2: 101-108.
- DORKA, V., F. STRAUB & J. TRAUTNER (2014): Windkraft über Wald - kritisch für die Waldschnepfenbalz? Erkenntnisse aus einer Fallstudie in Baden-Württemberg (Nordschwarzwald). Naturschutz u. Landschaftsplanung 46: 69-78.
- GARNIEL, A., W. D. DAUNICHT, U. MIERWALD & U. OJOWSKI (2007): Vögel und Verkehrslärm. Quantifizierung und Bewältigung entscheidungserheblicher Auswirkungen von Verkehrslärm auf die Avifauna. Schlussbericht November 2007 / Kurzfassung. FuE-Vorhaben 02.237/2003/LR des Bundesministeriums für Verkehr, Bau- und Stadtentwicklung. Bonn, Kiel, 273 S.
- GEDEON, K., C. GRÜNEBERG, A. MITSCHKE, C. SUDFELDT und weitere (2014): Atlas Deutscher Brutvogelarten. Stiftung Vogelmonitoring Deutschland u. Dachverband Deutscher Avifaunisten. Münster, 800 S.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. & K. M. BAUER (1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 7.2, 2. Auflage.
- GRÜNEBERG, C., R. DRÖSCHMEISTER, D. FUCHS, W. FREDERKING, B. GERLACH, M. HAUSWIRTH, J. KARTHÄUSER, B. SCHUSTER, C. SUDFELDT, S. TRAUTMANN & J. WAHL (2017): Vogelschutzbericht 2013 – Methoden, Organisation und Ergebnisse. Naturschutz und Biologische Vielfalt Heft 157, 230 S., Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz.
- HARTMANN, J. (2007): Synchronerfassung balzender Waldschnepfen *Scolopax rusticola* im Duvenstedter Brok 2004. Hamburger avifaun. Beitr. 34: 35-39.
- MÖCKEL, R., R. BESCHOW, W. HANSEL & V. LÖSCHNER (2011): Avifaunistische Untersuchungen für ein geplantes Erweiterungsfeld des Windparks Spremberg Ost in der Slamener Heide. Unveröff. Gutachten im Auftrag der e.n.o. energy GmbH, Dresden, 37 S.
- PSCHORN, A. (2017): Avifaunistisches Fachgutachten zum geplanten Repowering und zur Vergrößerung des WP Gardelegen (Altmarkkreis Salzwedel, Sachsen-Anhalt). Unveröff. Gutachten NaturPur im Auftrag des Büro Knoblich Landschaftsarchitekten BDLA/IFLA, Erkner und der Energiequelle GmbH Kallinchen, 70 S.
- SCHMAL, G. (2015): Empfindlichkeit von Waldschnepfen gegenüber Windkraftanlagen. Naturschutz u. Landschaftsplanung 47: 43-48.

- SCHMIDT, F. (2017): Monitoring der CEF-Maßnahme „Ziegenmelker“, Windpark Spremberg-Ost. Erfassungsjahr: 2017. Unveröff. Gutachten beak Consultants GmbH, Freiberg im Auftrag der JWP Jade Windpark GmbH & Co. 27. Betriebs KG, Bamberg, 16 S.
- SCHÖLLER, J. (2023): Waldschnepfen und die Windkraft. Ein Erfahrungsbericht aus dem Waxenberger Forst. Falke 70/1: 7-11.
- SKIBBE, A. (2014): Sechsjährige Balzraumuntersuchungen eines mit lichtreflektierenden Ringen versehenen Waldschnepfenmännchens *Scolopax rusticola*. Vogelwarte 52: 335.
- SPRÖTGE, M. (2021a): Waldschnepfe (*Scolopax rusticola*), Landkreis Osterholz, Niedersachsen. Darstellung und Diskussion der Monitoringergebnisse aus den Jahren 2017, 2018 und 2019. In: FACHAGENTUR WINDENERGIE AN LAND (2021): https://www.fachagentur-windenergie.de/fileadmin/files/Veranstaltungen/Runder_Tisch_Vermeidungsmassnahmen/7_Runder_Tisch_10-03-2021/FA_Wind_Beispiel_13_Waldschnepfe_NI_2021-03-10.pdf
- SPRÖTGE, M. (2021b): Ergebnisse eines dreijährigen Monitorings der Waldschnepfe. Vortrag im Rahmen des 7. Runden Tisches Artenschutz und Vermeidungsmaßnahmen, 10.03.2021, Planungsgruppe Grün, 17 S.; https://www.fachagentur-windenergie.de/fileadmin/files/Veranstaltungen/Runder_Tisch_Vermeidungsmassnahmen/7_Runder_Tisch_10-03-2021/Vortrag_3_Waldschnepfe_Sproetge.pdf.
- STRAUB, F., J. TRAUTNER & U. DORKA (2015): Die Waldschnepfe ist „windkraftsensibel“ und artenschutzrechtlich relevant. Naturschutz u. Landschaftsplanung 47: 49-58.

1.23. Sumpfohreule (*Asio flammeus*)

Schutzstatus / Gefährdung / Bestandssituation in Brandenburg:

- Anh. I EG-VSRL; streng geschützte Art gem. § 7 Abs. 2 Nr. 14 a BNatSchG i. Verb. m. Anhang A EG-VO 338/97
- RL D 1, RL BB 1
- Bestandsanteil BB an D: 2,5 %
- Innerhalb BB Bestandsanteil in SPA (Stand 2006): 100 %
- In D (Stand 2005-09) 50-180 Rev., alle in SPA (GRÜNEBERG et al. 2017); mit Stand 2011-16 in D 40-45 Rev. (RYSILAVY et al. 2020).
- BB 2015/16: 0-1 BP/Rev. (Rote Liste)
- EHZ: C

Gefährdung durch WEA:

- Fundkartei:
 - Bisher in D 5 Schlagopfer dokumentiert, davon 2 in BB, beide im selben WP, einhergehend mit winterlichem Einflug und nachfolgender Brutansiedlung im weiteren Umfeld (<5 km); 3. Fund in SH (September, WILLER 2017), 4. Fund in NI (November), 5. Fund in SN (Mai)
 - Abstand Rotorzone zum Boden 1 x 30 m, 2 x 48 m, 1 x 63 m
 - Je ein weiteres Kollisionsoffer in Frankreich und Spanien sowie einige Fälle in Nordamerika (ATIENZA et al. 2011, ICF International 2015).
- Besonders nach Störungen oder bei Belästigung durch hassende Vögel schraubt sich die S. nach Art des Mäusebussards in große Höhen auf. Auch der Imponierflug kann 200-300 m hoch erfolgen. Falkenähnliches Rütteln beim Jagdflug hingegen findet nur bis 30 m Höhe statt (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994).

Lebensraumentwertung:

- GARNIEL et al. (2007) zählen die S. zu den Arten, deren Empfindlichkeit gegenüber Lärm u. U. aufgrund bestimmter Merkmalskombinationen unterschätzt wird.
- Zur tatsächlichen Gefährdung liegen keine Erkenntnisse vor. So wird die Windkraftnutzung in SH aufgrund der anderen Raumnutzung der S. bisher nicht unter den Gefährdungsursachen aufgeführt (JEROMIN & KOOP 2007).
- In einer deutschlandweiten Analyse ermittelten BUSCH et al. (2017) für etwa 14 % der aktuellen Sumpfohreulenlebensräume ein Störpotenzial durch die derzeit bestehenden Windkraftanlagen (gemessen an Überlappung von Brutverbreitung und Verteilung der WEA, Ausbaustand 2015). Dabei sind etwa 14 % der deutschen Brutpopulation betroffen.

Aktionsraum:

- GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. (1994) führen verschiedene Quellen auf, aus denen Aktionsräume zwischen 16 und 156 ha hervorgehen. Viele Vögel jagen danach regelmäßig 1-2 km oder weiter vom Nest entfernt.
- In Schottland liegen die Home ranges „einschließlich der Brutzeit“ bei etwa 200 ha (GPS-Telemetry, n=7 Ind.), wobei zusätzliche Ausflüge in andere Gegenden erfolgen. Es ließen sich Unterschiede zwischen den Individuen, aber auch bei Einzeltieren zwischen den Jahren feststellen, vermutlich in Abhängigkeit von der Nahrungsverfügbarkeit (CALLADINE 2019).

Abstandsregelungen:

TAK BB / AGW-Erlass	LAG VSW (2007)	LAG VSW (2014)
Keine Regelung	Tabubereich 1 km	MA 1 km
BNatSchG (2022)	Prüfbereich 6 km	PB 3 km
Nahbereich:	500 m	
Zentraler Prüfbereich:	1.000 m	
Erweiterter Prüfbereich:	2.500 m	

Bemerkungen:

- Sumpfohreulen können im Winterhalbjahr Schlafplatzgemeinschaften bilden, die Dutzende und sogar Hunderte Vögel umfassen können (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994). Teils sind sie auch gemischt mit Waldohreulen.
- Diese Schlafplätze sollten planerisch berücksichtigt werden (LAG VSW 2014).
- Bruten in D finden nicht selten kolonieartig statt, teils im Zuge von Invasionen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994). Ein verstärktes Brutvorkommen ist an Mäusegradationen gebunden (JEROMIN & KOOP 2007).

Quellen:

- ATIENZA, J. C., I. M. FIERRO, O. INFANTE, J. VALLS & J. DOMINGUEZ (2011): Directrices para la evaluación del impacto de los parques eólicos en aves y murciélagos (version 3.0). SEO/BirdLife, Madrid, 116 p.
- BUSCH, M., S. TRAUTMANN & B. GERLACH (2017): Overlap between breeding season distribution and wind farm risks: A spatial approach. *Vogelwelt* 137: 169-180.
- CALLADINE, J. (2019): Habitat use and movements by Short-eared Owls: initial results from GPS-satellite tracking and a review of European ring recoveries. In: BOS, J., T. SCHAUB, R. KLAASSEN & M. KUIPER (Eds.): International Hen Harrier and Short-eared Owl meeting 2019, 20-22 March, Groningen, Abstracts: 34-35.
- GARNIEL, A., W. D. DAUNICHT, U. MIERWALD & U. OJOWSKI (2007): Vögel und Verkehrslärm. Quantifizierung und Bewältigung entscheidungserheblicher Auswirkungen von Verkehrslärm auf die Avifauna. Schlussbericht November 2007 / Kurzfassung. FuE-Vorhaben 02.237/2003/LR des Bundesministeriums für Verkehr, Bau- und Stadtentwicklung. Bonn, Kiel, 273 S.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. & K. M. BAUER (1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 9, 2. Auflage.
- GRÜNEBERG, C., R. DRÖSCHMEISTER, D. FUCHS, W. FREDERKING, B. GERLACH, M. HAUSWIRTH, J. KARTHÄUSER, B. SCHUSTER, C. SUDFELDT, S. TRAUTMANN & J. WAHL (2017): Vogelschutzbericht 2013 – Methoden, Organisation und Ergebnisse. *Naturschutz und Biologische Vielfalt Heft 157*, 230 S., Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz.
- ICF INTERNATIONAL (2015): Altamont Pass Wind Resource Area Bird Fatality Study, Monitoring Years 2005–2013, Draft (M107) for Alameda County Community Development Agency.
- JEROMIN, K. & B. KOOP (2007): Untersuchungen zu den verbreitet auftretenden Vogelarten des Anhangs 1 der EU-Vogelschutzrichtlinie in Schleswig-Holstein 2007 – Zwergschwan, Singschwan, Sumpfohreule, Sperbergrasmücke. Unveröff. Gutachten der OAG Schleswig-Holstein und Hamburg, 40 S.
- WILLER, C. (2017): Endlich eine eigene Sumpfohreule? *EulenWelt* 2017: 50-52.

1.24. Uhu (*Bubo bubo*)

Schutzstatus / Gefährdung / Bestandssituation in Brandenburg:

- Anh. I EG-VSRL; streng geschützte Art gem. § 7 Abs. 2 Nr. 14 a BNatSchG i. Verb. m. Anhang A EG-VO 338/97
- RL D Ø, RL BB Ø
- Bestandsanteil BB an D: 1 %
- Innerhalb BB Bestandsanteil in SPA (Stand 2018): 45 %
- In D (Stand 2005-09) 2.100-2.500 Paare, davon 399-455 in SPA (GRÜNEBERG et al. 2017); mit Stand 2011-16 in D 2.900-3.300 Paare (RYSILAVY et al. 2020).
- BB 2015/16: 32-38 BP/Rev. (Rote Liste), zunehmend (MsB)
- EHZ: B (gut)

Gefährdung durch WEA:

- Fundkartei: bisher in D 22 Uhus als Schlagopfer (1 aus BB, 2x Gittermast!) dokumentiert.
- 71 % der Kollisionsopfer an deutschen WEA waren Altvögel (RESCH 2014), aktualisiert Altvögel 73,3 %, 2.KJ 13,3 %, 1.KJ 13,3 % (n=15).
- Vier Funde aus NRW waren 1.140, 1.350, 1.800 und 2.500 m vom nächsten Brutplatz entfernt (W. BERGERHAUSEN, schriftl. Mitt.; D. LEIFELD, schriftl. Mitt.), zwei Jungvögel aus einem WP in RP 100 und 1.220 m, ein dritter Uhu (ad.) im selben WP 4.950 m, ein vierter Uhu (ad.) 1.100 m (S. BRÜCHER, schriftl. Mitt), einer aus Tschechien >2.000 m (Kočvara 2010, Kočvara schriftl. Mitt.). Kollisionsopfer, bei denen im Umfeld Brutplätze bekannt waren, verunglückten demnach überwiegend in Entfernungen von >1 bis knapp 5 km zu diesen und unterstreichen großräumigere Aktivitäten der Uhus.
- Weitere 22 Funde von Uhus: Spanien (18), Frankreich (4), Bulgarien und Tschechien (je 1).
- Anhand der Verluste in den Mittelgebirgen ergibt sich nach BREUER et al. (2015) bei Bezug auf die Populationsgröße eine Betroffenheit ähnlich dem Rotmilan.
- Funde an niedrigen wie auch z. T. recht hohen WEA: 2 x 21-30 m, 3 x 31-40 m, 6 x 41-50 m, 4 x 51-60 m, 2 x 61-70 m und 2 x 71-80 m Abstand Rotorzone zum Boden. Damit entfallen 44,4 % aller Fundmeldungen auf WEA mit einem Freiraum von >50 m (max. 80 m) unterhalb der Rotorzone.
- Kollisionen in D entfielen 9 x auf die Balz- und frühe Brutzeit (Februar bis April) und 9 x auf die Phase der Familienauflösung und Dismigration (August bis Oktober) mit Häufungen im März (5 Funde) und September (4 Funde).
- Kollisionsrelevant sind vor allem die vom Brutplatz wegführenden Distanzflüge (z. B. zu Nahrungshabitaten), die in größerer Höhe erfolgen (80 - 100 m, SITKEWITZ 2007, 2009). Dass dies nicht nur auf bergige Landschaften beschränkt sein muss, zeigen BAUMGART & HENNERSDORF (2011), die u. a. abendliches Aufsteigen in der Thermik beschreiben. Auch Jagdflüge in Rotorhöhe kommen vor (BREUER et al. 2015). Zudem zeigen Beobachtungen aus Thüringen, dass Uhus in größere Höhen aufsteigen, um ein anderes Uherevier zu überfliegen (GÖRNER 2016).
- Auch BREUER et al. (2015) erwähnen, dass am Rand von Dichtezentren des Uhus die dort brütenden Uhus Reviere anderer Uhus in größerer Höhe überfliegen, um vermutlich Konfrontationen mit den Revierinhabern zu vermeiden.
- Entsprechend hohe Flüge sind auch weit abseits von Brutgebieten möglich, wie die Beobachtung von HACHENBERG & REINER (1993) zeigte, der Anfang April am späten Nachmittag den Streckenflug eines Uhus inkl. Kreisen in der Thermik über ca. 3,5 km beobachtete. Der Uhu flog dabei zwischen 130 und 320 m hoch.
- Beobachtungen in NRW, teils mittels Wärmebildkamera, zeigten mehrfach das Anjagen ziehender Kleinvögel (Drosseln, Lerchen) aus dem Ansitz am Waldrand mit Aufstieg über den Wald und Verfolgung in Höhen bis >50 m. Eine weitere Beobachtung eines Höhenfluges gelang bei Tageslicht: ein Uhupaar attackierte während der Bettelflugphase einen Mäusebussard, der in Horstnähe gelandet war verfolgte ihn bis in mehrere hundert Meter Höhe (R. VOHWINKEL, mdl. Mitt.).

- Dass immer wieder Uhus verunglücken, kann auch damit zusammenhängen, dass Uhus vorhandene hohe Bauwerke gezielt ansteuern, von dort aus rufen und - sofern möglich - auch dort brüten (EGE 2020).
- In der Nähe von Bad Oldesloe (SH) brüten seit 2008 Uhus an einem Fernmeldeturm in ca. 50 m Höhe (der Turm steht zudem auf einem Hügel); Uhukot und –gewölle liegen auf den Plattformen bis 97 m Höhe. Dies sowie andere Bruten, Sitzwarten oder Rufplätze an höheren Gebäuden und Strukturen zeigt, dass Uhus unter bestimmten Umständen höhere Punkte gezielt ansteuern, möglicherweise auch WEA (S. BRÜCHER schriftl. sowie http://www.egeeulen.de/files/1810_ege_an_ndr.pdf).
- Maximalhöhe eines Brutplatzes weltweit bisher 100 m (KLADNY 2017).
- MIOGA et al. (2015) fanden bei 5 telemetrierten Uhus aus 3 Revieren im westfälischen Flachland (Münsterland) von Mai bis November nur wenige Distanzflüge und halten den kleinen Anteil von Flügen über 50 m Höhe für „vermutlich methodisch bedingte Messfehler“. Trotz der vorliegenden Totfunde stellen sie die Signifikanz eines erhöhten Tötungsrisikos in Frage. Nachfragen bezüglich des Ausschlusses faktisch festgestellter Höhenflüge und des pauschalen Abzuges von 50 m bei den Höhenmessungen blieben unbeantwortet (O. KIFFEL, schriftl. Mitt.).
- Vorbehalte von BREUER et al. (2015) gegen MIOGA et al. (2015): kleine Zahl telemetrierten Uhus, Flughöhen wurden nur wenige Wochen lang ermittelt ohne Herbst- und Hauptbalz, Brut- und Nestlingszeit bis zum Flüggewerden sowie Winterhalbjahr. „Der Schwerpunkt lag auf der Zeit, nach der die Jungvögel das Nest verlassen und von den Altvögeln geführt werden. Das ist eine Zeit, in der vermutlich für die Altvögel am wenigsten Anlass für Flüge in größerer Höhe besteht.“ Die Autoren nennen verschiedene Kollisionen begünstigende Faktoren, welche die bisher registrierten Verluste erklären. Die Daten aus der Funddatei liegen zu 46 % außerhalb des Zeitraums der Telemetriestudie. Umfangreiche Methodenkritik zu MIOGA et al. (2015) auch unter <http://www.egeeulen.de/inhalt/nachrichten.php>.
- Nachfolge-Untersuchungen (MIOGA et al. 2019) an 15 Uhus (13 verpaarte ad., 1 unverpaarter ad. und 1 juv.) betrachten teils auch die Brut- und Aufzuchtzeit. Flugaktivitäten und Flugdauer waren insgesamt gering; nur 14 von 399 aufgezeichneten Flugereignissen dauerten länger als eine Minute (max. 190 sec. bei einer Strecke von 2,3 km). Im Flachland wurde kein aktives Flugereignis über 50 m Höhe belegt (Wald: Flüge meist 20-40 m über Grund, Offenland meist unter 20 m), im Mittelgebirge nur vereinzelt. Balzflüge in zwei zu dieser Zeit untersuchten Revieren fanden ebenfalls nicht „in großer Höhe“ statt. WEA wurden von den Uhus nicht gemieden.
- GRÜNKORN & WELCKER (2018) fanden bei GPS-telemetrierten Uhus in Schleswig-Holstein nur kurze Flüge (drei Viertel bis zu 20 sec., max. 93 sec.). WEA wurden nicht gemieden. Drei Viertel der gemessenen Flughöhen lagen <20 m, die maximale Höhe bei 67 m. An den Höhenmessungen wurde auf der Greifvogeltagung in Halberstadt (Oktober 2018) Kritik wegen der unzureichenden technischen Voraussetzungen und Kalibriermöglichkeiten geäußert.
- In Schleswig-Holstein verbrachten zehn mit GPS-GSM-Sendern markierte territoriale Uhus nur etwa 0,9 % der Zeit im Flug (weniger als eine Viertelstunde pro Tag). Die Flüge lagen im Median nur bei 12 s (max. 108,5 s), die dabei zurückgelegte Strecke im Median bei 94 m (max. 1.620 m). Die Mehrzahl der Flüge war unabhängig von Strukturen. Es war keine horizontale oder vertikale Meidung von WEA feststellbar. Die Flughöhe aller Individuen lag im Mittel bei 13,5 m (Median 10,9 m). Nur 8,5 % und 3,3 % der Flugpositionen lagen über 30 bzw. 40 m Höhe. Dies war im Jahresverlauf konstant (GRÜNKORN & WELCKER 2019).
- Der Anteil anthropogener Verlustursachen ist insgesamt hoch – in BB (LANGGEMACH 2004) ebenso wie in anderen Regionen (zahlreiche Quellen).

- Die Funddatei zeigt, dass die nach § 45b BNatSchG mögliche Abschaltung von WEA für 4-6 Wochen zwischen 01. März und 31. August nur eingeschränkt Verluste verhindern kann. Das bestmögliche vierwöchige Zeitfenster deckt nur 26,5 % der bisherigen Verluste in den vorgegebenen sechs Monaten ab; bei sechs Wochen wären es ebenfalls 26,5 %. Allerdings fielen überhaupt nur 47,1 % der Verluste auf diese sechs Monate (DÜRR & SCHAEFER 2024).

Lebensraumentwertung:

- Bisher Einschätzung kaum möglich.
- Uhus zeigen extreme Brutplatztreue, auch wenn sich die Habitatqualität verschlechtert (SITKEWITZ 2009).
- Bei einem telemetrierten ♀ lagen einzelne Lokalisationen innerhalb der 200 m Zone aktiver WEA (SITKEWITZ 2007), doch der Autor hält die kleine Stichprobe für nicht ausreichend für weitergehende Interpretationen.
- In einem zuvor weitgehend ungestörten Gebiet in Zentralnorwegen wurde bei 48 Uherevieren die Brutgebietstreue vor und während der Errichtung von WEA untersucht. In einem Radius von 5 km um die WEA-Baustellen verließen Uhus ihr Territorium zu einem sign. größeren Anteil (41 %) als außerhalb dieses Radius (23 %). Die Distanz zwischen Brutplatz bzw. Revierzentrum und den neuen Störungen war sign. kleiner bei den verlassenen Revieren als bei den weiterhin besetzten. Zu den Störungen und potenziellen Verlustursachen, die zur Revieraufgabe beitragen können, zählten Erschließungen durch Straßen, neue Stromleitungen durch zuvor geschlossene Wälder, Hubschraubereinsätze, die Errichtung der WEA und viele mit all dem assoziierte menschliche Störungen (HUSBY & PEARSON 2022).
- Eulen gehören zu jenen Arten, bei denen auch akustische Beeinträchtigungen in Betracht zu ziehen sind (SITKEWITZ 2009). Bei GARNIEL et al. (2007) keine Daten für den Uhu enthalten – Art wird aufgrund von Bruten in aktiven Steinbrüchen nicht für geräuschempfindlich gehalten (es bleibt offen, ob Dauerschall eine andere Wirkung hat als kurzer Lärm). **Auch bei Knallgeräuschen in unmittelbarer Nähe kann Gewöhnung erfolgen (HARMS 2024).**
- In einer deutschlandweiten Analyse ermittelten BUSCH et al. (2017) für etwa 5 % der aktuellen Uhubensräume ein Störpotenzial durch die derzeit bestehenden Windkraftanlagen (gemessen an Überlappung von Brutverbreitung und Verteilung der WEA, Ausbaustand 2015). Dabei sind etwa 5,5 % der deutschen Brutpopulation betroffen.
- GÖRNER (2016) legt anhand von 41.527 Beutetieren dar, dass die Nahrungsflächen des Uhus vornehmlich im Offenland liegen.
- Allerdings wurden in der Telemetriestudie von GEIDEL (2017) auch Wälder regelmäßig zur Nahrungssuche genutzt, selbst in den waldarmen Niederlanden.

Aktionsraum:

- Große Uhu-Aktionsräume über das ganze Jahr mit Tagesruheplätzen bis zu einigen Kilometern vom Horst entfernt, Homeranges ca. 1.000 – 10.000 ha (DALBECK et al. 1998, DALBECK 2003).
- Homeranges von 8 ad. Uhus 26-128 km², nach Gelegeverlust größer (LEDITZNIG 1999)
- Aktionsraum eines ♂♂ in Bayern: Winter – 20,5 (MCP) bzw. 14,0 km² (95 % CCP), Sommer – 9,3 bzw. 6,0 km² (SITKEWITZ 2005); Aktionsräume zweier Uhu-♀♀ in Bayern: 1) 13,8 km² außerhalb und 26,7 km² innerhalb der Brutsaison, 2) 28,1 km² außerhalb und 44,4 km² innerhalb der Brutsaison (SITKEWITZ 2009).
- Bei 2 ♀♀ in der Schweiz ermittelte NYFFELER (2004) Homeranges von 22 und 29 km² bei 95%-MCP-Werten von 5 und 13 km².
- MIOGSA et al. (2015) ermittelten im Tiefland per GPS-Telemetrie (3 ♂♂, 2 ♀♀, alle adult) maximale Distanzen zwischen 1,1 und 3,5 km vom Brutplatz sowie Homeranges zwischen 36 und 1.040 ha; die Aufenthaltsdauer der Vögel im 1.000-m-Bereich lag zwischen 41 und 99,8 %. Allerdings wurden die Vögel erst gegen Ende der Aufzuchtzeit besendert. In einer erweiterten Studie (MIOGSA et al. 2019, 15 Uhus) bewegten sich 90 % der Jagdausflüge in einem Radius von 3.000 m um den Brutplatz (max. 7,8 km) bei deutlich weiteren Flügen der ♂♂ gegenüber den ♀♀.

- In einer Bayerischen Studie mit GPS-telemetrierten Uhus lagen im Frankenjura 54 % aller Lokalisationen (4 Uhus) im Bereich von 1.000 m um den vermuteten Nestbereich und 87 % im 3.000m-Radius. Im niederländischen Vergleichsgebiet (6 Uhus) waren es 72 % bzw. 96 % (die Bodentelemetrie weiterer Uhus in Bayern ergab nur ein unvollständiges Bild über die Homeranges). Es gab deutliche Unterschiede in den Aktionsräumen zwischen brütenden und nicht brütenden Ind. (letztere mit größeren Homeranges), zwischen den Geschlechtern (♂♂ > ♀♀) und in Abhängigkeit von der Jahreszeit (z. B. ♀♀ erst im Sommer mit weiteren Distanzflügen). Studien, die nur einen Teil des Jahres abdecken, liefern damit unvollständige Ergebnisse (was demnach auch auf diese Studie zutrifft). Da sich Uhus klassischen Raumnutzungsuntersuchungen entziehen, wurden aus den Ergebnissen Empfehlungen für Windkraftplanungen formuliert (GEIDEL 2017).
- In Schleswig-Holstein hatten drei im Juni bzw. Juli mit GPS-Sendern versehene Uhus in den folgenden 4 bis 7 Monaten Homeranges (95 % Kernel) von 14,3 (♂), 19,4 und 20,9 km² (2 ♀♀). 61, 65 und 73 % der Lokalisationen lagen im 1-km-Bereich. Unter den gegebenen Bedingungen wird eine vollständige Abdeckung der Region mit Homeranges angenommen. Die durchschnittliche maximale Entfernung zum Nest bewegte sich im Jahresverlauf zwischen 1,5 und 3 km, d. h. nur wenige Flüge gingen darüber hinaus (GRÜNKORN & WELCKER 2018).
- Zehn mit GPS-GSM-Sendern markierte territoriale Uhus in Schleswig-Holstein hatten im Mittel Reviergrößen von 13,9 km² (5,5–20,8 km², 95 %-Kernel). Die Größe war bei den ♀♀ von Oktober bis Januar und insbesondere während der Bebrütungs- und frühen Jungenaufzuchtphase von Februar bis April erheblich kleiner als bei den ♂♂, von Juli bis September jedoch größer als bei den ♂♂ mit ihren insgesamt konstanteren Homeranges. Im Mittel entfernten sich die Uhus max. 1,7 km pro Nacht vom Nest und flogen dabei eine Gesamtstrecke von 6,2 km. Der Anteil der Flugaktivität innerhalb des empfohlenen Abstandskriteriums von 1 km um den Neststandort lag im Mittel bei 56,3 % (GRÜNKORN & WELCKER 2019).
- In Südwest-Spanien hatten bei in der Reproduktionszeit telemetrierten Uhus von 24 Brutplätzen die ♀♀ größere Homeranges als ♂♂ bei großer individueller Spannweite: Mittel 20 ♂♂ 187,1 ha, 7 ♀♀ 309,7; Mittel der Kerngebiete (50 % Kernel) ♂♂ 34,1 ha, ♀♀ 56,3 ha. Die Raumnutzung (weniger die Homeranges) unterschied sich zudem in den einzelnen Phasen von der Revierbesetzung bis zum Ausfliegen der juv.. Ein wichtiger Determinator der Raumnutzung sind Grenzlinien, aber auch individuelle Unterschiede werden in Erwägung gezogen (CAMPIONI et al. 2013).
- Jungvögel haben weites Dispersal, das nicht über TAK zu fassen ist (z. B. AEBISCHER et al. 2010).

Abstandsregelungen:

TAK BB

Schutzbereich 1 km zum Horst
neu nach AGW-Erlass (BB) 2023 (=BNatSchG 2022)
 Nahbereich: 500 m
 Zentraler Prüfbereich: 1.000 m
 Erweiterter Prüfbereich: 2.500 m

LAG VSW (2007)
 Tabubereich 1 km
 Prüfbereich 6 km
LAG VSW (2014)
 MA 1 km
 PB 3 km

Quellen:

- AEBISCHER, A., P. NYFFELER & R. ARLETTAZ (2010): Wide-range dispersal in juvenile Eagle Owls (*Bubo bubo*) across the European Alps calls for transnational conservation. *J. Ornithol.* 151: 1-9
- BAUMGART, W. & J. HENNERSDORF (2011): Wenn Uhus *Bubo bubo* bei der Jagd in Hochlagen den morgendlichen Rückflug verpassen. *Orn. Mitt.* 63: 352-365.
- BREUER, W., S. BRÜCHER & L. DALBECK (2015): Der Uhu und Windenergieanlagen. *Naturschutz u. Landschaftsplanung* 47: 165-172.
- BUSCH, M., S. TRAUTMANN & B. GERLACH (2017): Overlap between breeding season distribution and wind farm risks: A spatial approach. *Vogelwelt* 137: 169-180.
- CAMPIONI, L., M. D. M. DELGADO, R. LOURENÇO, G. BASTIANELLI, N. FERNÁNDEZ & V. PENTERIANI (2013): Individual and spatio-temporal variations in the home range behaviour of a long-lived, territorial species. *Oecologia* 172: 371-385.

- DALBECK, L. (2003): Der Uhu *Bubo bubo* (L.) in Deutschland – autökologische Analysen an einer wieder angesiedelten Population - Resümee eines Artenschutz-projektes. Shaker Verlag, Aachen, 159 S..
- DALBECK, L., W. BERGERHAUSEN & O. KRISCHER (1998): Telemetriestudie zur Orts- und Partnertreuer beim Uhu *Bubo bubo*. Vogelwelt 119: 337-344.
- DÜRR, T. & J. SCHAEFER (2024): Vogelverluste an Windenergieanlagen: Auswertung der zentralen Funddatei für Deutschland zur Phänologie der Verluste. Otis 31: 163-166.
- EGE (Gesellschaft zur Erhaltung der Eulen) (2020): Jahresbericht 2019 der Gesellschaft zur Erhaltung der Eulen e. V. Eulen-Rundblick 70: 123-125.
- GARNIEL, A., W. D. DAUNICHT, U. MIERWALD & U. OJOWSKI (2007): Vögel und Verkehrslärm. Quantifizierung und Bewältigung entscheidungserheblicher Auswirkungen von Verkehrslärm auf die Avifauna. Schlussbericht November 2007 / Kurzfassung. – FuE-Vorhaben 02.237/2003/LR des Bundesministeriums für Verkehr, Bau- und Stadtentwicklung. 273 S.. Bonn, Kiel.
- GEIDEL, C. (2017) (Hrsg.: LfU Bayern): Uhu und Windkraft: Analysen der Habitatnutzung als Grundlage der planerischen Praxis. 54 S.
- GÖRNER, M. (2016): Zur Ökologie des Uhus (*Bubo bubo*) in Thüringen – eine Langzeitstudie. Acta ornithoecologica 8.3-4: 320 S.
- GRÜNEBERG, C., R. DRÖSCHMEISTER, D. FUCHS, W. FREDERKING, B. GERLACH, M. HAUSWIRTH, J. KARTHÄUSER, B. SCHUSTER, C. SUDFELDT, S. TRAUTMANN & J. WAHL (2017): Vogelschutzbericht 2013 – Methoden, Organisation und Ergebnisse. Naturschutz und Biologische Vielfalt Heft 157, 230 S., Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz.
- GRÜNKORN, T. & J. WELCKER (2018): Erhebung von Grundlagendaten zur Abschätzung des Kollisionsrisikos von Uhus an Windenergieanlagen im Landesteil Schleswig. Zwischenbericht, 29 S.
- GRÜNKORN, T. & J. WELCKER (2019): Erhebung von Grundlagendaten zur Abschätzung des Kollisionsrisikos von Uhus an Windenergieanlagen im nördlichen Schleswig-Holstein. Endbericht, 124 S.
- HACHENBERG, A. & K. REINER, M. (1993): Tagfliegender Uhu *Bubo bubo* im mittleren Neckartal. Orn. Anz. 32: 77-78.
- HARMS, C. (2024): Wie reagieren Uhus *Bubo bubo* auf Lärm? Orn. Mitt. 75: 25-38.
- HUSBY, M. & M. PEARSON (2022): Wind Farms and Power Lines have negative Effects on Territory Occupancy in Eurasian Eagle Owls (*Bubo bubo*). Animals, <https://doi.org/10.3390/ani129108>.
- KLADNY, M. (2017): Einflussnahme des Uhus auf das Brutverhalten des Wanderfalken. Jahresbericht 2017 Arbeitsgemeinschaft Wanderfalkenschutz des NABU NRW: 23.
- KOČVARA, R. (2010): Přehled výsledků sledování mortality ptáků a netopýrů v souvislosti s provozem VTE na území ČR v letech 2006-2010. Čas. Slez. Muz. Opava (A), 59: 256-262.
- LANGGEMACH, T. (2004): Die Wiederbesiedlung Brandenburgs durch den Uhu (*Bubo bubo*) im Lichte nahrungskundlicher Untersuchungen. Otis 12: 53-70.
- LEDITZNIG, C. (1999): Zur Ökologie des Uhus im Südwesten Niederösterreichs und den donaanahen Gebieten des Mühlviertels. Nahrungs- Habitat- und Aktivitätsanalysen auf Basis von radiotelemetrischen Untersuchungen. Diss. Uni Bodenkultur, Wien, 200 S.
- MIOGA, O., S. GERDES, D. KRÄMER & R. VOHWINKEL (2015): Besendertes Uhu-Höhenflugmonitoring im Tiefland. Dreidimensionale Raumnutzungskartierung von Uhus im Münsterland. Natur in NRW 3/15: 35-39.
- MIOGA, O., S. BÄUMER, S. GERDES, D. KRÄMER, F.-B. LUDESCHER & R. VOHWINKEL (2019): Telemetriestudien am Uhu. Raumnutzungskartierung, Kollisionsgefährdung an Windenergieanlagen. Natur in NRW 1/2019: 36-40.
- NYFFELER, P. (2004): Nestling diet, juvenile dispersal, and adult habitat selection of the Eagle owl *Bubo bubo* in the Swiss Rhône valley. Diploma thesis, University of Bern.
- RESCH, F. (2014): Vogelschlag an Onshore-Windenergieanlagen in der Bundesrepublik Deutschland. Bachelorarbeit HNE Eberswalde, Matrikelnr. 221003: 46 S.

- SITKEWITZ, M. (2005): Telemetrische Untersuchung zur Raum- und Habitatnutzung des Uhus *Bubo bubo* im Landkreis Weißenburg-Gunzenhausen. Ornithol. Anzeiger 44:163-170.
- SITKEWITZ, M. (2007): Telemetrische Untersuchungen zur Raum- und Habitatnutzung des Uhus (*Bubo bubo*) in den Revieren Thüngersheim und Retzstadt im Landkreis Würzburg und Main-Spessart – mit Konfliktanalyse bezüglich des Windparks Steinhöhe. Endbericht im Auftrag des LBV.
- SITKEWITZ, M. (2009): Telemetrische Untersuchungen zur Raum- und Habitatnutzung des Uhus (*Bubo bubo*) in den Revieren Thüngersheim und Retzstadt im Landkreis Würzburg und Main-Spessart – mit Konfliktanalyse bezüglich des Windparks Steinhöhe. Pop.-ökol. Greifvogel- u. Eulenarten 6: 433-459.

1.25. Ziegenmelker / Nachtschwalbe (*Caprimulgus europaeus*)

Schutzstatus / Gefährdung / Bestandssituation in Brandenburg:

- Anh. I EG-VSRL; streng geschützte Art nach § 7 Abs. 2 Nr. 14c BNatSchG, § 1 Satz 2 i. Verb. m. Anl. 1 Spalte 3 BArtSchV
- RL D 3, RL BB 3
- Bestandsanteil BB an D: 32 %
- Innerhalb BB Bestandsanteil in SPA (Stand 2018): 50 %
- In D (Stand 2005-09) 6.500-6.800 Rev., davon 3.975-4.296 in SPA (GRÜNEBERG et al. 2017); mit Stand 2016 in D 6.500-8.500 Rev. (RYSILAVY et al. 2020).
- BB 2015/16: 2.500-2.800 Rev. (Rote Liste), stabiler Bestand angenommen
- EHZ: A (sehr gut)
- hohe Verantwortung von BB, da ca. ein Drittel des deutschen Bestandes hier brütet.

Gefährdung durch WEA:

- Fundkartei - bisher keine Schlagopfer in D dokumentiert
- 2 Fundmeldungen in Europa: 1 x Bulgarien (Herbstzug), 1 x Spanien (LEKUONA 2001), zusätzlich einer vom Rothalsziegenmelker in Spanien (JUNTA DE ANDALUCIA 2010):
 - Monitoring WP Heidehof: 31 WEA, 14-tägiges Suchintervall, im August/September wöchentlich (mit Hund),
 - Monitoring WP Slamener Heide / Spremberg: 7 WEA, wöchentliches Suchintervall,
 - Monitoring WP Woschkow: 4 WEA, wöchentliches Suchintervall
- systematische Totfundsuche bisher als ungenügend einzuschätzen

Lebensraumwertung:

- sehr empfindlich gegenüber WEA: Räumung der WP oder sehr starke Bestandsausdünnung (>50 %) sowie Meidungsabstände von etwa 200 bis 250 m zu den WEA:
 - Monitoring WP Heidehof (KAATZ et al. 2007, 2010, 2014):
 - Vor Errichtung (2006) im späteren WP 10 Rev., ab 150-350 m 5 Rev., ab 350-1.000 m 8 Rev. (Σ 23 Rev.)
 - 1. Betriebsjahr (2007) im WP 1 Rev., ab 150-350 m 6 Rev., ab 350-1.000 m 21 Rev. (Σ 28 Rev., davon 1 Rev. im WP) → Rückgang um 90 % im WP + 150 m Puffer
 - 2. Betriebsjahr (2008) im WP 4 Rev., ab 150-350 m 2 Rev., ab 350-1.000 m 18 Rev. (Σ 24 Rev., davon 4 Rev. im WP) → Rückgang gegenüber Ausgangsbestand im WP + 150 m um 60 %
 - 3. Betriebsjahr (2009) im WP 4 Rev., ab 150-350 m 6 Rev., ab 350-1.000 m 18 Rev. (Σ 28 Rev., davon 4 Rev. im WP) → Rückgang gegenüber Ausgangsbestand im WP + 150 m um 60 %
 - 4. Betriebsjahr (2010) im WP 1 BP + 2 Reviere im Randbereich des WP, ab 150-350 m 4 Rev., ab 350-1.000 m 15 Rev. (Σ 22 Rev., davon 3 Rev. im WP) → Rückgang gegenüber Ausgangsbestand im WP + 150 m um 70 %
 - 5. Betriebsjahr (2011) im WP 4 Reviere, ab 150-1.000 m 26 Rev. (Σ 30 Rev., davon 4 Rev. im WP) → Rückgang gegenüber Ausgangsbestand im WP + 150 m um 60 %
 - 6. Betriebsjahr (2012) im WP keine Reviere, da Erweiterung des WPs und Bautätigkeiten ab 150-1.000 m 18 Rev. (Σ 18 Rev., davon keine Rev. im WP) → Rückgang gegenüber Ausgangsbestand im WP + 150 m um 100 %
 - Monitoring WP Slamener Heide:
 - Vor Errichtung 5 Reviere im WP + 1 in 500 m Entfernung
 - Bei Errichtung (nur Gittermasten, noch ohne Rotoren) wurden Ziegenmelker noch an den Mastfüßen der WEA beobachtet (keine Erfassung)

- Bei Nachkartierung im 1. Betriebsjahr ab 200 bis 250 m Entfernung zu WEA 3 Reviere → WP im 2. Betriebsjahr vollständig aufgegeben und bis 400 m Entfernung gemieden (MÖCKEL 2010, MÖCKEL 2012)
 - Bei Nachkartierungen im 9. Betriebsjahr (SCHMIDT 2017) kein Revier im WP + 150 m Radius, 3 Reviere ab 150-350 m Entfernung (minimale Annäherung bis 190 m), 8 Reviere ab 350 bis 1.000 m
- Monitoring Spremberg Ost (Erweiterung WP Slamener Heide)
 - Vor Inbetriebnahme im späteren WP + 150 m Radius 2 Reviere, ab 150 bis 350 m 4 Reviere und ab 350 bis 1.000 m 4 Reviere (Σ 10 Rev.) (MÖCKEL 2011 in SCHMIDT 2017)
 - Im 1. Betriebsjahr im WP + 150 m Radius 1 Revier (minimale Annäherung 275 m) + 1 Einzelvogel (minimale Annäherung 145 m), ab 150 bis 350 m Radius 3 Reviere (minimale Annäherung bis 195 m) + 1 Einzelvogel, ab 350 bis 1.000 m 8 Reviere + 4 x Einzelvögel (minimale Annäherung 355 m). In 12 Revieren (67 %) mind. 2 x Vögel angetroffen. Umsiedlungen wurden durch Habitataufwertung (CEF-Maßnahmen) ermöglicht und begünstigt (SCHMIDT 2017)
 - Im 2. Betriebsjahr im WP + 150 m Radius 2 Reviere (minimale Annäherung 195 und 295 m), ab 150 bis 350 m Radius 1 Einzelvogel (minimale Annäherung 345 m), ab 350 bis 1.000 m 10 Reviere + 5 Einzelvögel (minimale Annäherung 435 m), in 12 Revieren (67 %) mind. 2 x Vögel angetroffen (SCHMIDT 2018)
 - Im 3. Betriebsjahr im WP + 150 m Radius 2 Reviere + 1 Einzelvogel (minimale Annäherung 90, 110 und 290 m), ab 150 bis 350 m Radius 1 Revier + 1 Einzelvogel (minimale Annäherung 255 m), ab 350 bis 1.000 m 6 Reviere + 9 x Einzelvögel (minimale Annäherung 500 m), hohe Fluktuation, da nur in 8 Revieren (40 %) mind. 2 x Vögel angetroffen (SCHMIDT 2019)
- Monitoring WP Woschkow:
 - Aufgabe eines 50 m entfernten Reviers; erst ab 350 m Jagdflüge eines noch weiter entfernt brütenden Paares beobachtet (MÖCKEL & WIESNER 2007, MÖCKEL 2010) → WP im Jahr nach Inbetriebnahme vollständig aufgegeben
- WP Altes Lager:
 - zwei Kartierungen vor Errichtung des WP (18 WEA): 2002 → 19 Reviere innerhalb und 11 Reviere im 1-km-Radius (WALLSCHLAEGER et al. 2002), 2005 → 4 Reviere innerhalb und 20 Reviere im 1-km-Radius (OEHLSCHLAEGER 2006). Auf einer 2013, d. h. im 4. Betriebsjahr untersuchten Teilfläche, auf der 2002 7 der o. g. 30 bzw. auf der 2005 12 der o. g. 24 Reviere ermittelt wurden, konnten nur noch zwei Reviere bestätigt werden, deren Distanzen zur nächstgelegenen WEA 830 bzw. 1.050 m betragen (RYSLAVY, briefl.). Alle anderen Reviere befanden sich mind. 2.000 m vom WP entfernt in ostnordöstlicher Richtung.
- Monitoring WP Ullersdorf / LDS:
 - Vor Errichtung (2012) im späteren WP 3 Rev., ab 150-500 m 3 Rev., ab 500-1.250 m 2 Rev. (Σ 8 Rev.)
 - 1. Betriebsjahr (2015) im WP kein Rev., ab 150-500 m 1 Rev., ab 500-1.250 m 2 Rev. (Σ 3 Rev., davon kein Rev. im WP)
 - Rückgang um 100 % im WP + 150 m Puffer, Rückgang um 67 % im Puffer >150-500 m und gleichbleibender Bestand ab 500-1.250 m (BORRIES 2016).

- Nach Errichtung der WEA blieben zwischen 60 und 100 % des Ausgangsbestandes den WP fern (Meidung!), im Radius zwischen 150 und 350 m um die WP waren keine eindeutigen Bestandstrends zu registrieren, erst im Radius 350-1.000 m kam es zu einer Bestandsverdichtung, die auf die Gesamtfläche bezogen eine Konstanz im Bestand erkennen lässt.
- Kompensationsmaßnahmen (Heidepflege mit gepferchten Schafen im WP Heidehof bei Nutzung zweier Herdenschutzhund) brachten für den Ziegenmelker nur wenig Nutzen.
- Weniger dramatisch sind die Beschreibungen von MÖCKEL & RADEN (2022) für zwei WPs im Süden Brandenburgs: Das Baugeschehen führte zu keinem Rückgang, erst die Inbetriebnahme - trotz großzügiger Kompensationsmaßnahmen in einem der WPs. Ihre Optimierung führte nach elf Jahren zur Wiederbesiedlung bis zum Ausgangsbestand, wobei die Vögel einen Abstand von 100-150 m zu den WEA wahrten (vier Gelegefunde in 135-340 m). Im zweiten WP mit schon vorher angelegten Kompensationsflächen verließen die Z. das Innere des WPs, kehrten im Laufe der folgenden sieben Jahren aber zurück. Ungebremste Gehölzsukzession wirkt demnach für den Bestand deutlich negativer als die Errichtung von WEA, wenn sie mit geeignetem Lebensraummanagement verbunden ist.
- Bei der Meidung von WPs könnte die jüngst bestätigte außerordentliche Lichtempfindlichkeit (SIERRO & ERHARDT 2019) von Z. eine Rolle spielen.
- In Sachsen-Anhalt wurden 2015 zwei Reviere in 585 und 850 m, zwei weitere in 1.230 und 1.600 m Entfernung zur nächstgelegenen WEA des WP Gardelegen (SAW) kartiert (PSCHORN 2017). Vier weitere Reviere wurden am Rande des 1.000 m Radius um die WEA im benachbarten FFH-Gebiet Kellerberge nordöstlich Gardelegen erwähnt.
- Im Kontrast zur Situation in deutschen WPs stehen Befunde aus Schweden, die in einem Fall für Meidung und in einem anderen für Attraktionwirkung sprechen (in: RYDELL et al. 2017).
- Der Ziegenmelker gehört zu jenen Arten, bei denen auch akustische Beeinträchtigungen in Betracht zu ziehen sind. Kritischer Schallpegel nach GARNIEL et al. (2007) 47 dB(A). Starke Bau- und Fahrtätigkeit, einhergehend mit Verlärmung, Bodenerschütterungen und Staubemissionen führten zusätzlich zu den Betriebsgeräuschen von WEA zu einer Meidung von Nahrungsrevieren (KAATZ 2014).
- In einer deutschlandweiten Analyse ermittelten BUSCH et al. (2017) für etwa 1 % der aktuellen Ziegenmelkerlebensräume ein Störpotenzial durch die derzeit bestehenden Windkraftanlagen (gemessen an Überlappung von Brutverbreitung und Verteilung der WEA, Ausbaustand 2015). Dabei ist etwa 1 % der deutschen Brutpopulation betroffen.
- Die sehr voneinander abweichenden Befunde aus unterschiedlichen Regionen lassen sich mit Lebensraum-Unterschieden und unterschiedlichen WEA-Typen sowie WP-Konfigurationen erklären (TRAXLER 2019).

Aktionsraum:

- Teils hohe Siedlungsdichten sprechen für relativ kleine Homeranges (DEUTSCHMANN in ABBO 2001, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994).
- THERKILDSEN et al. (2017) wiesen für ein mit GPS Daten-Logger markiertes ♂ nach, dass es binnen drei Nächten gelegentlich linear im Abstand von etwa 600 m zueinander stehende WEA durchflog. Das Revierzentrum lag außerhalb des WP, ca. 350 m von einer WEA entfernt. Die max. Distanz zwischen Lokalisationspunkten betrug etwa 4.300 m.

Abstandsregelungen:

TAK BB

keine Regelungen

neu nach AGW-Erlass (BB) 2023:

Nahbereich: -

Zentraler Prüfbereich: 500 m

Erweiterter Prüfbereich: -

BNatSchG (2022): keine Regelungen

LAG VSW (2007)

keine Regelungen

LAG VSW (2014)

MA 0,5 km um regelmäßige

Brutvorkommen

Bemerkung:

- Gezielte Habitatverbesserungen außerhalb WP als Ausgleichsmaßnahme erfolgversprechend (MÖCKEL 2010, 2012).
- Gezielte Habitatverschlechterungen in einem bedeutenden Ziegenmelker-Vorkommen in Wales, um die Vögel zumindest während der Errichtung der WEA von den Baustellen fernzuhalten, hatten hingegen keinen Erfolg (SHEWRING & VAFIDIS 2017).

Quellen:

- ABBO (Arbeitsgemeinschaft Berlin-Brandenburgischer Ornithologen) (2001): Die Vogelwelt von Brandenburg und Berlin. Natur & Text, Rangsdorf.
- BORRIES, J. (2016): Ökologisches Monitoring zu CEF-Ausgleichsmaßnahmen für den Ziegenmelker zum Windpark "Ullersdorf" im Landkreis Dahme-Spreewald (Brandenburg). Unveröff. Gutachten im Auftr. STEAG Windpark Ullersdorf GmbH, Jamlitz, 7 Seiten.
- BUSCH, M., S. TRAUTMANN & B. GERLACH (2017): Overlap between breeding season distribution and wind farm risks: A spatial approach. Vogelwelt 137: 169-180.
- GARNIEL, A., W. D. DAUNICHT, U. MIERWALD & U. OJOWSKI (2007): Vögel und Verkehrslärm. Quantifizierung und Bewältigung entscheidungserheblicher Auswirkungen von Verkehrslärm auf die Avifauna. Schlussbericht November 2007 / Kurzfassung. – FuE-Vorhaben 02.237/2003/LR des Bundesministeriums für Verkehr, Bau- und Stadtentwicklung. 273 S., Bonn, Kiel.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. & K. M. BAUER (1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 9, 2. Auflage.
- GRÜNEBERG, C., R. DRÖSCHMEISTER, D. FUCHS, W. FREDERKING, B. GERLACH, M. HAUSWIRTH, J. KARTHÄUSER, B. SCHUSTER, C. SUDFELDT, S. TRAUTMANN & J. WAHL (2017): Vogelschutzbericht 2013 – Methoden, Organisation und Ergebnisse. Naturschutz und Biologische Vielfalt Heft 157, 230 S., Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz.
- JUNTA DE ANDALUCIA (2010): Memoria de Resultados 2005-2009. Programa de Seguimiento de Parques Eólicos, 1-25.
- KAAZ, J. (2014): Vorlage zu ausgewählten Ergebnissen des Avifauna-Monitorings „WP Heidehof“ / TF von 2006 - 2012. Unveröff. Zwischenbericht im Auftr. Enercon GmbH Magdeburg.
- KAAZ, J., M. PUTZE & H. SCHRÖDER (2007): Avifaunistisches Monitoring zum Verhalten von Zug-, Rast- und Brutvögeln am Beispiel des Windparks Heidehof/TF. Unveröff. Zwischenbericht im Auftr. Enercon GmbH, Magdeburg, für das Jahr 2007.
- KAAZ, J., A. KAAZ, J. HERZSCHUH, M. PUTZE, M. DECH & H. SCHRÖDER (2010): Avifaunistisches Monitoring zum Verhalten von Zug-, Rast- und Brutvögeln am Beispiel des Windparks Heidehof/TF. Unveröff. Zwischenbericht im Auftr. Enercon GmbH, Magdeburg, für die Jahre 2008 und 2009.
- LEKUONA, J. M. (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. Direccion General de Medio Ambiente Departamento de Medio Ambiente, Ordenacion del Territorio y Vivienda. Gobierno de Navarra: 1-147.
- MÖCKEL, R. (2010): Erfassung der Brutvorkommen von Ziegenmelker und Heidelerche in und um den Windpark Spremberg-Südost zur Kontrolle der Wirksamkeit von Pflegemaßnahmen. Unveröff. Gutachten im Auftr. WSB Projekt GmbH Dresden, 27 S.
- MÖCKEL, R. (2012): Vogel- und Fledermausmonitoring zur Erfassung von Anflugopfern im Windpark Spremberg-Südost. Abschlussbericht (2009–2012). Unveröff. Gutachten im Auftr. Windpark Spremberg GmbH & Co.KG, Frankfurt/Main, 51 S.
- MÖCKEL, R. & T. WIESNER (2007): Zur Wirkung von Windkraftanlagen auf Brut- und Gastvögel in der Niederlausitz (Land Brandenburg). Otis 15 (Sonderheft): 1-133.
- MÖCKEL, R., R. BESCHOW, W. HANSEL & V. LÖSCHNER (2011): Avifaunistische Untersuchungen für ein geplantes Erweiterungsfeld des Windparks Spremberg Ost in der Slamener Heide. Unveröff. Gutachten im Auftrag der e.n.o. energy GmbH, Dresden, 37 S.

- MÖCKEL, R. & F. RADEN (2022): Zur Reaktion von Ziegenmelkern *Caprimulgus europaeus* auf die Errichtung von Windenergieanlagen im Süden Brandenburgs. Otis 29: 77-96.
- OEHLSCHLAEGER, S. (2006): Die Brutvorkommen wertgebender Vogelarten im EU-SPA "Truppenübungsplätze Jüterbog-Ost und -West" 2005/06. Endbericht im Auftrag des NABU Brandenburg e. V.
- PSCHORN, A. (2017): Avifaunistisches Fachgutachten zum geplanten Repowering und zur Vergrößerung des WP Gardelegen (Altmarkkreis Salzwedel, Sachsen-Anhalt). Unveröff. Gutachten NaturPur im Auftrag des Büro Knoblich Landschaftsarchitekten BDLA/IFLA, Erkner und der Energiequelle GmbH Kallinchen, 70 S.
- RYDELL, J., R. OTTVALL, S. PETTERSSON & M. GREEN (2017): The effects of wind power on birds and bats – an updated synthesis report 2017. Vindval Report 6791, 128 S.
- SCHMIDT, F. (2017): Monitoring der CEF-Maßnahme „Ziegenmelker“, Windpark Spremberg-Ost. Erfassungsjahr: 2017. Unveröff. Gutachten beak Consultants GmbH, Freiberg im Auftrag der JWP Jade Windpark GmbH & Co. 27. Betriebs KG, Bamberg, 16 S.
- SCHMIDT, F. (2018): Monitoring der CEF-Maßnahme „Ziegenmelker“, Windpark Spremberg-Ost. Erfassungsjahr: 2018. Unveröff. Gutachten, beak Consultants GmbH, Freiberg im Auftrag der JWP Jade Windpark GmbH & Co. 27. Betriebs KG, Bamberg, 13 S.
- SCHMIDT, F. (2019): Monitoring der CEF-Maßnahme „Ziegenmelker“ (Nachtschwalbe), Windpark Spremberg-Ost. Erfassungsjahr: 2019. Unveröff. Gutachten, beak Consultants GmbH, Freiberg im Auftrag der JWP Jade Windpark GmbH & Co. 27. Betriebs KG, Bamberg, 18 S.
- SHEWRING, M. P. & J. O. VAFIDIS (2017): The effectiveness of deterrent measures to minimize disturbance impacts to breeding European Nightjar at an upland wind farm site in South Wales, UK. Conserv. Evidence 14: 58-60.
- SIERRO, A. & A. ERHARDT (2019): Light pollution hampers recolonization of revitalized European Nightjar habitats in the Valais (Swiss Alps). J. Ornithol. 160: 749-761.
- TRAXLER, A. (2019): Modelling key factors of nightjar avoidance behavior at wind farms across Europe. BIOME, 5. Conference on Wind Energy and Wildlife impacts, 29 S.
- THERKILDSEN, O. R., T. J. SKOVBJERG BALSBY, R. DUE NIELSEN, L. HAUGAARD & J. P. KJELDSEN (2017): Second year post-construction monitoring of bats and birds at Wind Turbine Test Centre Østerild. Scientific Report from DCE, No. 232, 144 S.
- WALLSCHLÄGER, D., S. OEHLSCHLAEGER, G. WIECZOREK, C. KUHLEMEYER & M. KÖRNER (2002): Untersuchung der Avifauna im Gebiet des geplanten Windparks „Altes Lager“, TÜP Jüterbog West. Unveröff. Gutachten im Auftr. der Windpark „Jüterbog“ Konrad Rüländer & Dr. Erwin Schemminck, 50 S.

1.26. Wiedehopf (*Upupa epops*)

Schutzstatus / Gefährdung / Bestandssituation in Brandenburg:

- Anh. I EG-VSRL; streng geschützte Art nach § 7 Abs. 2 Nr. 14c BNatSchG, § 1 Satz 2 i. Verb. m. Anl. 1 Spalte 3 BArtSchV
- RL D 3, RL BB 3
- Bestandsanteil BB an D: 59 %
- Innerhalb BB Bestandsanteil in SPA (Stand 2006): 60 %
- In D (Stand 2005-09) 650-800 Rev., davon 363-445 in SPA (GRÜNEBERG et al. 2017); mit Stand 2011-16 in D 800-950 Rev. (RYSILAVY et al. 2020).
- BB 2015/16: 350-400 BP/Rev. (Rote Liste), zunehmend (MsB)
- EHZ: B (gut)

Gefährdung durch WEA:

- Fundkartei:
 - Bisher 13 Schlagopfer in Europa dokumentiert: 7 x Spanien, 4 x Frankreich, je 1 x Griechenland, Portugal
- Totfundsuche an brutplatznahen Standorten bisher nur sporadisch in zwei WP bei Jüterbog (siehe aber folgenden Abschnitt).

Lebensraumwertung:

- Der WP Jüterbog-Ost (BB) hat bereits während der Bauphase 2006 zum Verwaizen zweier langjährig besetzter Nistkasten-Brutplätze geführt (OEHLSCHLAEGER 2006). Die noch vorhandenen Nistkästen wurden seitdem nicht wieder besetzt, auch keine anderen Brutplätze (T. RYSILAVY, mdl. Mitt.).
- In diesem WP wurde seither nur eine einzige (erfolglose) Brut festgestellt; ansonsten nur jährlich 1-2 Rufer ohne Hinweise auf Brut. Die nächstgelegenen 5 Niströhren zum WP (350, 400, 700, 750, 900 m), die vor 2007 mit jährlich 2-3 meist erfolgreichen BP besetzt waren, sind seitdem nur noch unregelmäßig besetzt:
 - 2007: keine Brut
 - 2008: keine Brut
 - 2009: 400 m BPo
 - 2010: 750 m BPm
 - 2011: 350 m BPm
 - 2012: 750 m BPo
 - 2013: 750 m und 900 m BPm
 - 2014: 900 m BPm
- Auch ein 2007 überbauter Brutplatz im WP „Altes Lager“ (selbes SPA) blieb seitdem verwaist (T. RYSILAVY, mdl. Mitt.).
- Im WP Klettwitz-Kostebrau (BB) wurden entgegen o. g. Befund im Zeitraum 2007-2019 regelmäßig Bruten von bis zu 3 BP mit folgender Distanz zur nächstgelegenen WEA dokumentiert: 11 x 180 m, 5 x 245 m, 8 x 260 m, 5 x 290 m, 4 x 420 m. Die Besiedlung der Nistkästen setzte verzögert ab dem 4. Jahr ein. Seit 2015 rückläufiger Bestand, im Zusammenhang mit Verschlechterung der Nahrungsverfügbarkeit und Sanierungsarbeiten in der Bergbaufolgelandschaft (F. RADEN, briefl.).
- In Rheinland-Pfalz sind zwei Brutreviere nach Errichtung von WEA in 1.200 und 1.600 m Entfernung aufgegeben worden, obwohl weiterhin sowohl geeignete Brutplätze als auch günstige Nahrungsräume vorhanden waren (HÖLLGÄRTNER 2012).
- In Sachsen-Anhalt brütete 2015 1 Paar 350 m von einer WEA des WP Gardelegen (SAW) entfernt (PSCHORN 2017). Das benachbarte Heidegebiet Kellerberge blieb, trotz Errichtung des WPs seit 2005 durch jeweils 1-3 BP besiedelt (S. FISCHER, briefl.).

Aktionsraum:

- In BB lag die Aktionsraumgröße von 12 untersuchten BP zwischen 16 und 55 ha (Arithm. Mittel 26 ± 12 ha). Bei 1.460 Nahrungsflügen lagen 67 % (1997) bzw. 85 % (1999) im Radius von 200 m um den Nistplatz; die maximale Entfernung war >1.500 m (OEHLSCHLAEGER 2001).
- In RP wurden Reviergrößen von ca. 50 ha ermittelt. Regelmäßig wurden Flugstrecken bis zu 1,5 oder 2 km vom Brutplatz zurückgelegt (HÖLLGÄRTNER 2012).

Abstandsregelungen:

TAK BB / AGW-Erlass

keine Regelungen

[BNatSchG \(2022\): keine Regelungen](#)

LAG VSW (2007)

keine Regelungen

LAG VSW (2014)

MA 1 km

PB 1,5 km

Quellen:

- GRÜNEBERG, C., R. DRÖSCHMEISTER, D. FUCHS, W. FREDERKING, B. GERLACH, M. HAUSWIRTH, J. KARTHÄUSER, B. SCHUSTER, C. SUDFELDT, S. TRAUTMANN & J. WAHL (2017): Vogelschutzbericht 2013 – Methoden, Organisation und Ergebnisse. Naturschutz und Biologische Vielfalt Heft 157, 230 S., Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz.
- HÖLLGÄRTNER, M. (2012): Artenschutzprojekt Wiedehopf – Pfalz – Teilaspekt Windenergie. Unveröffentlichtes Gutachten i. A. der SGD Süd Neustadt a. d. Wstr.
- OEHLSCHLAEGER, S. (2001): Zur Habitatwahl, Nahrungsökologie und Brutbiologie des Wiedehopfes *Upupa epops* Linné 1758 auf den ehemaligen Truppenübungsplätzen bei Jüterbog, Brandenburg. Diss. Univ. Potsdam.
- OEHLSCHLAEGER, S. (2006): Die Brutvorkommen wertgebender Vogelarten im EU-SPA "Truppenübungsplätze Jüterbog-Ost und -West" 2005/06. Endbericht im Auftrag des NABU Brandenburg e. V., unveröff.
- PSCHORN, A. (2017): Avifaunistisches Fachgutachten zum geplanten Repowering und zur Vergrößerung des WP Gardelegen (Altmarkkreis Salzwedel, Sachsen-Anhalt). Unveröff. Gutachten NaturPur im Auftrag des Büro Knoblich Landschaftsarchitekten BDLA/IFLA, Erkner und der Energiequelle GmbH Kallinchen, 70 S.

1.27. Schwerpunktgebiete bedrohter, störungssensibler Vogelarten – Großer Brachvogel (*Numenius arquata*), Kampfläufer (*Philomachus pugnax*), Rotschenkel (*Tringa totanus*), Uferschnepfe (*Limosa limosa*) und Kiebitz (*Vanellus vanellus*)

Schutzstatus / Gefährdung / Bestandssituation in Brandenburg:

- Brachvogel:
 - Anh. I EG-VSRL; streng geschützte Art nach § 7 Abs. 2 Nr. 14c BNatSchG, § 1 Satz 2 i. Verb. m. Anl. 1 Spalte 3 BArtSchV
 - RL D 1, RL BB 1, international „Vulnerable“ (entsprechend Kategorie 3 „Gefährdet“ in D) (IUCN Red List 2014)
 - Bestandsanteil BB an D: 3 %
 - Innerhalb BB Bestandsanteil in SPA (Stand 2018): 85 %
 - In D (Stand 2005-09) 3.700-5.000 Paare, davon 1.670-1.791 in SPA (GRÜNEBERG et al. 2017); mit Stand 2016 in D 3.600-4.800 Paare (RYSILAVY et al. 2020).
 - BB 2019: 24-25 BP/Rev., abnehmend (MsB)
 - EHZ: C (schlecht)
- Kampfläufer:
 - Anh. I EG-VSRL; streng geschützte Art nach § 7 Abs. 2 Nr. 14c BNatSchG, § 1 Satz 2 i. Verb. m. Anl. 1 Spalte 3 BArtSchV
 - RL D 1, RL BB 0
 - Bestandsanteil BB an D: 4 %
 - Innerhalb BB Bestandsanteil in SPA (Stand 2006): 100 %
 - In D (Stand 2005-09) 19-26 BP, davon 19-25 in SPA (GRÜNEBERG et al. 2017); mit Stand 2016 in D 50 BP (RYSILAVY et al. 2020).
 - BB 2015/16: 0 Rev.
 - EHZ: C (schlecht)
- Rotschenkel:
 - Anh. I EG-VSRL; streng geschützte Art nach § 7 Abs. 2 Nr. 14c BNatSchG, § 1 Satz 2 i. Verb. m. Anl. 1 Spalte 3 BArtSchV
 - RL D 2, RL BB 1
 - Bestandsanteil BB an D: 0,5 %
 - Innerhalb BB Bestandsanteil in SPA (Stand 2018): 90 %
 - In D (Stand 2005-09) 11.000-17.500 Paare, davon 10.218-10.306 in SPA (GRÜNEBERG et al. 2017); mit Stand 2011-16 in D 8.500 Paare (RYSILAVY et al. 2020).
 - BB 2019: 40-42 Rev. (Rote Liste), stabil nach Abnahme (MsB)
 - EHZ: C (schlecht)
- Uferschnepfe:
 - Anh. I EG-VSRL; streng geschützte Art nach § 7 Abs. 2 Nr. 14c BNatSchG, § 1 Satz 2 i. Verb. m. Anl. 1 Spalte 3 BArtSchV
 - RL D 1, RL BB 1, international „Vulnerable“ (entsprechend Kategorie 3 „Gefährdet“ in D) (IUCN Red List 2014)
 - Bestandsanteil BB an D: 0,3 %
 - Innerhalb BB Bestandsanteil in SPA (Stand 2018): 100 %
 - In D (Stand 2005-09) 3.900-4.400 Paare, davon 3.256-3.307 in SPA (GRÜNEBERG et al. 2017); mit Stand 2011-16 in D 3.600-3.800 Paare (RYSILAVY et al. 2020).
 - BB 2019: 2 BP, stark abnehmend (MsB)
 - EHZ: C (schlecht)

- Kiebitz:
 - Anh. I EG-VSRL; streng geschützte Arten nach § 7 Abs. 2 Nr. 14c BNatSchG, § 1 Satz 2 i. Verb. m. Anl. 1 Spalte 3 BArtSchV.
 - RL D 2, RL BB 2
 - Bestandsanteil BB an D: 2 %
 - Innerhalb BB Bestandsanteil in SPA (Stand 2018): 70 %
 - In D (Stand 2005-09) 63.000-100.000 Paare, davon 18.997-19.848 in SPA (GRÜNEBERG et al. 2017); mit Stand 2016 in D 42.000-67.000 Paare (RYSILAVY et al. 2020).
 - BB 2015/16: 1.400-1.750 BP (Rote Liste), abnehmend (MhB)
 - EHZ: C (schlecht)

Gefährdung durch WEA:

- Fundkartei:
 - 19 Kiebitze in D dokumentiert
 - 4 Brachvögel in D dokumentiert
- Vom Kiebitz 12 weitere Funde (6 in Frankreich, je 3 in Belgien und Niederlande), vom Brachvogel 8 aus den Niederlanden und 2 aus Frankreich (zusätzlich 2 vom Regenbrachvogel aus Frankreich).
- Vom Rotschenkel sind 8 Funde bekannt (Belgien 3, Frankreich 2, Schweden, Norwegen, Niederlande je 1), von der Uferschnepfe 3 aus Belgien und 1 aus den Niederlanden.
- Fundmeldungen des Kiebitzes 2 x während Heimzug, 2 x in Brutzeit, 3 x im Sommer, 3 x während Herbstzug, 1 x im Winter.
- Örtliche Flugbewegungen von Brachvögeln und Kiebitzen als Brutvögel erfolgten im Projekt PROGRESS überwiegend unterhalb der Rotorhöhe. Der Anteil von Gefahrensituationen bei beobachteten Flügen reichte von 0 % (Uferschnepfe, Rotschenkel) bis 5 % (Brachvogel) bzw. 8 % beim Regenbrachvogel (GRÜNKORN et al. 2016).
- Die Gefährdung auch während des Zuges zeigte der Absturz eines Brachvogels mit GPS-Sender in Frankreich (Verwirbelung oder leichte Kollision), den der Vogel allerdings überlebte (JIGUET et al. 2021).
- [Dass Brachvögel auf dem Zug zusätzlich durch Offshore-WEA gefährdet sind, zeigt eine Studie mit 143 GPS-telemetrierten Individuen \(258 Zug-Tracks\). Die Risiken sind im Herbst größer als im Frühjahr. Ausweichreaktionen bei der Mehrheit der Vögel werden im Sinne von Barriere-Effekten interpretiert \(SCHWEMMER et al. 2023\).](#)
- Besondere Brachvögel flogen über Land im Herbst im Median 335 m hoch und im Frühjahr 576 m, damit höher als über dem Meer (dort 60 m bzw. 150 m) (SCHWEMMER et al. 2022).
- SCHIPPERS et al. (2020) stellten auf der Basis eines Populationsmodells fest, dass bei 1 % zusätzlicher Mortalität durch WEA eine Uferschnepfenpopulation innerhalb von 10 Jahren um 2-3 % sinkt. Bei 10 % zusätzlicher Mortalität läge der Rückgang bei etwa 20 %. Der prozentuale Einfluss auf die Population ist größer als der prozentuale Anstieg der Mortalität.

Lebensraumentwertung:

- Metaanalyse durch HÖTKER et al. (2004, 2005): Beim Rotschenkel stehen 9 Studien mit negativen Ergebnissen 2 ohne solche gegenüber; bei der Uferschnepfe ist die Relation 6:5. Mittelwerte aus mehreren Studien zu Minimalabständen zu WEA: Rotschenkel 183 m (Median: 188m, n= 6, SD: 111 m), Uferschnepfe 436 m (Median: 300 m, n=5, SD: 357 m). Uferschnepfe meidet Nahbereich von WEA mehr als andere Wiesenlimikolen.
- Weitere Metaanalyse von HÖTKER (2017) für die Brutzeit: Beim Rotschenkel sprachen 10 Studien für Meidung und 2 für Attraktivwirkung von WEA. Bei der Uferschnepfe ist das Verhältnis 7:5, beim Brachvogel 6:1 und beim Kiebitz 26:12. Bei Studien mit BACI oder gradient impact design war das Verhältnis ausgewogener beim Kiebitz (8:8), anders herum bei Uferschnepfe (2:3) und Rotschenkel (2:3) und entsprechend der Gesamtbilanz der Studien beim Brachvogel (3:0). Während der Brutzeit hielten Kiebitze

im Mittel 134 m Abstand zu WEA (Median 125 m, 21 Studien), Rotschenkel im Mittel 183 m (Median 188 m, 6 Studien), Brachvögel 163 m (Median 125 m, 4 Studien) und Uferschnepfen 369 m (Median 250 m, 7 Studien). Eine Abhängigkeit von der WEA-Höhe war nicht erkennbar.

- In einer BACI-Studie fanden PEARCE-HIGGINS et al. (2012) beim Brachvogel in einem 620 m weiten Umkreis um einen WP eine Reduktion der Brutdichte um 40 % in der Bauzeit und ebenso nach Inbetriebnahme der WEA.
- Nach REICHENBACH & STEINBORN (2006) sowie STEINBORN et al. (2011) mieden Brachvögel WEA bis 50 m Distanz und zeigten störanfällige Verhaltensweisen (Putzen, Rast) erst unter ca. 200 m; die deutlich größere Meidungsdistanz von 800 m nach PEARCE-HIGGINS et al. (2009) wird damit erklärt, dass es sich bei dem schottischen Untersuchungsgebiet um naturnahe Lebensräume handelt. Zu Rotschenkel und Uferschnepfe werden widersprüchliche Ergebnisse bzw. ungenügende durch zu kleinen Stichprobenumfängen genannt; in den meisten Jahren mieden Uferschnepfen beim Brüten die 100-m-Zone (STEINBORN et al. 2011).
- REICHENBACH (2004) fand bei brütenden Brachvögeln, Uferschnepfen und Kiebitzen eine Meidung nur im Nahbereich von ca. 100 m (vergleichbar bei STEINBORN et al. 2011). Ein Einfluss von WEA auf den Bruterfolg war bei Kiebitz und Uferschnepfe nicht zu erkennen.
- Beim Brachvogel ist zu bedenken, dass er aus Tradition lange an seinem angestammten Brutplatz festhält. Vor diesem Hintergrund sehen HANDKE et al. (2004b) selbst kritisch, dass bei ihrer Untersuchung im Emsland die Brachvögel im ersten Jahr nach Errichtung von 14 WEA keine Meidung zeigten.
- Im WP Lahn (NI) fand SINNING (2004) zunächst eine zweijährige Zunahme, dann eine Abnahme unter den Ausgangsbestand brütender Kiebitze. Im WP Abens-Nord fanden SINNING et al. (2004) keine Abnahme brütender Kiebitze.
- HANDKE et al. (2004a) fanden in Ostfriesland Dichten brütender Kiebitze unter den Erwartungswerten bis 300 m um die WEA. Vergleichbar, wenn auch nicht signifikant, waren Ergebnisse im Emsland (HANDKE et al. 2004b).
- Eine Langzeituntersuchung ergab in und um einen WP in Niedersachsen (13 Jahre) Abnahme von Kiebitz und Uferschnepfe, aber einen stabilen Bestand beim Brachvogel. Ursächlich wirken hier zusätzliche Faktoren; zumindest beim Kiebitz wird nicht ausgeschlossen, dass kleinräumige Scheueffekte und zunehmende Erschließung des Gebietes durch Wegebau den negativen Trend begünstigt haben (STEINBORN & STEINMANN 2014).
- Keine Beeinträchtigungen bei der Brutdichte, der Brutplatzwahl und der Raumnutzung von Kiebitzen fanden BERGEN et al. (2012) in der Hellwegbörde, für die letzteren beiden Parameter allerdings ohne Zahlenangaben.
- Eine Langzeitstudie am Kiebitz im Spreewald zeigte, dass ein bis dahin regelmäßig mit bis zu 15 BP besiedeltes Ackergebiet nach Errichtung eines WP nicht mehr von Kiebitzen aufgesucht wurde. Ein weiteres regelmäßig besetztes Gebiet (bis 8 BP) wird nach Errichtung eines WP nur noch unregelmäßig genutzt (NOAH 2021).
- Wichtig wäre es, in künftigen Untersuchungen den Bruterfolg mit zu betrachten. Es ist damit zu rechnen, dass die WEA sowie das Wegesystem in Windparks Beutegreifer begünstigen und damit die Prädationsverhältnisse gegenüber dem vorherigen Zustand erheblich verändern. Kiebitzgelege an Straßen und Wirtschaftswegen hatten höhere Verluste durch Prädation (EILERS 2007), was auch für andere Arten zutreffen dürfte (vergleichbare Ergebnisse z. B. in Rebhuhnprojekten in Niedersachsen, E. GOTTSCHALK, U. VOIGT. mdl. Mitt., vgl. auch KREUZIGER 2008, MAMMEN et al. 2013).
- In einer deutschlandweiten Analyse ermittelten BUSCH et al. (2017) für etwa 4 % der aktuellen Lebensräume von Brachvogel, Uferschnepfe und Kiebitz sowie 3 % beim Rotschenkel ein Störpotenzial durch die derzeit bestehenden Windkraftanlagen (gemessen an Überlappung von Brutverbreitung und Verteilung der WEA, Ausbaustand 2015). Betroffen sind folgende Anteile der deutschen Brutpopulationen: Brachvogel 4,5 %, Rotschenkel 4 %, Uferschnepfe 5 % und Kiebitz 6 %.

Aktionsraum:

- Bei Brachvogel, Rotschenkel und Uferschnepfe raumgreifende Balzflüge (u. a. GLUTZ et al. 1986)

Abstandsregelungen:

TAK BB

Schutzbereich 1 km zu den Außen-
grenzen der besiedelten Fläche
neu nach AGW-Erlass (BB) 2023:
Nahbereich: -
Zentraler Prüfbereich: Brutgebiete
entsprechend Karte (Anlage 1.4)
Erweiterter Prüfbereich: -

LAG VSW (2007)

1,2 km oder 10-fache
Anlagenhöhe
LAG VSW (2014)
MA 0,5 km
PB 1 km

BNatSchG (2022): keine Regelungen

Quellen:

- BERGEN, F., L. GAEDICKE, K.-H. LOSKE & C. H. LOSKE (2012): Modellhafte Untersuchungen zu den Auswirkungen des Repowerings von Windenergieanlagen auf verschiedene Vogelarten am Beispiel der Hellwegbörde. Gutachten im Auftrag von Erneuerbar und Effizient e. V., 233 S. + Anlagen.
- BUSCH, M., S. TRAUTMANN & B. GERLACH (2017): Overlap between breeding season distribution and wind farm risks: A spatial approach. *Vogelwelt* 137: 169-180.
- EILERS, A. (2007): Zur Brutbiologie des Kiebitz (*Vanellus vanellus*) in drei Schutzgebieten an der Eidermündung (Nordfriesland, Dithmarschen), 2006. *Corax* 20: 309-324.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N., K. M. BAUER & E. BEZZEL (1986): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 7, 2. Auflage.
- GRÜNEBERG, C., R. DRÖSCHMEISTER, D. FUCHS, W. FREDERKING, B. GERLACH, M. HAUSWIRTH, J. KARTHÄUSER, B. SCHUSTER, C. SUDFELDT, S. TRAUTMANN & J. WAHL (2017): Vogelschutzbericht 2013 – Methoden, Organisation und Ergebnisse. *Naturschutz und Biologische Vielfalt Heft 157*, 230 S., Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz.
- GRÜNKORN, T., J. BLEW, T. COPPACK, O. KRÜGER, G. NEHLS, A. POTIEK, M. REICHENBACH, J. VON RÖNN, H. TIMMERMANN & S. WEITEKAMP (2016): Ermittlung der Kollisionsraten von (Greif)Vögeln und Schaffung planungsbezogener Grundlagen für die Prognose und Bewertung des Kollisionsrisikos durch Windenergieanlagen (PROGRESS). Schlussbericht zum durch das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) im Rahmen des 6. Energieforschungsprogrammes der Bundesregierung geförderten Verbundvorhaben PROGRESS, FKZ 0325300A-D.
- HANDKE, K., J. ADENA, P. HANDKE & M. SPRÖTGE (2004a): Räumliche Verteilung ausgewählter Brut- und Rastvogelarten in Bezug auf vorhandene Windenergieanlagen in einem Bereich der küstennahen Krummhörn (Groothusen/Ostfriesland). *Bremer Beitr. Naturk. Naturschutz* 7: 11-46.
- HANDKE, K., J. ADENA, P. HANDKE & M. SPRÖTGE (2004b): Untersuchungen zum Vorkommen von Kiebitz (*Vanellus vanellus*) und Großem Brachvogel (*Numenius arquata*) vor und nach Errichtung von Windenergieanlagen in einem Gebiet im Emsland. *Bremer Beitr. Naturk. Naturschutz* 7: 61-68.
- HÖTKER, H. (2017): Birds: displacement. In: PERROW, M. R. (Hrsg.): *Wildlife and Wind Farms, Conflicts and Solutions*. Vol. 1: Onshore: Potential Effects: 118-154.
- HÖTKER, H., K.-M. THOMSEN & H. KÖSTER (2004): Auswirkungen regenerativer Energiegewinnung auf die biologische Vielfalt am Beispiel der Vögel – Fakten, Wissenslücken, Anforderungen an die Forschung, ornithologische Kriterien zum Ausbau von regenerativen Energiegewinnungsformen, Projektbericht (BfN, Förd.-Nr. Z1.3-684 11-5/03).
- HÖTKER, H., K.-M. THOMSEN & H. KÖSTER (2005): Auswirkungen regenerativer Energiegewinnung auf die biologische Vielfalt am Beispiel der Vögel und der Fledermäuse. *BfN-Skripten* 142, 83 S.

- JIGUET, F., P. SCHWEMMER, P. ROUSSEAU & P. BOCHER (2021): GPS tracking data can document wind turbine interactions: Evidence from a GPS-tagged Eurasian curlew. *Forensic Science International: Animals and Environments* 1: <https://doi.org/10.1016/j.fsiae.2021.100036>.
- KREUZIGER, J. (2008): Kulissenwirkung und Vögel: Methodische Rahmenbedingungen für die Auswirkungsanalyse in der FFH-VP. Planungsgruppe für Natur & Landschaft. Tagungsband der BfN-NABU - Vilmer Expertentagung.
- MAMMEN, K., U. MAMMEN & A. RESETARITZ (2013): Rotmilan. In: HÖTKER, H., KRONE, O. & NEHLS, G.: 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, Bergenhäuser, Berlin, Husum: 68.
- NOAH, T. (2021): Das Vorkommen des Kiebitzes *Vanellus vanellus* im Spreewald 1995-2020. *Otis* 28: 57-87.
- PEARCE-HIGGINS, J. W., L. STEPHEN, R. H. W. LANGSTON, I. P. BAINBRIDGE & R. BULLMANN (2009): The distribution of breeding birds around upland wind farms. *J. Appl. Ecol.* 46: 1323-1331.
- PEARCE-HIGGINS, J. W., L. STEPHEN, A. DOUSE & R. H. W. LANGSTON (2012): Greater impacts of wind farms on bird populations during construction than subsequent operation: results of a multi-site and multi-species analysis. *J. Appl. Ecol.* 49: 386-394.
- REICHENBACH, M. (2004): Langzeituntersuchungen zu Auswirkungen von Windenergieanlagen auf Vögel des Offenlandes – erste Zwischenergebnisse nach drei Jahren. *Bremer Beitr. Naturk. Naturschutz* 7: 107-135.
- REICHENBACH, M. & H. STEINBORN (2006): Windkraft, Vögel, Lebensräume – Ergebnisse einer fünfjährigen BACI-Studie zum Einfluss von Windkraftanlagen und Habitatparametern auf Wiesenvögel. *Osnabrücker Naturwiss. Mitt.* 32: 243 – 259.
- SCHIPPERS, P., R. BUIJ, A. SCHOTMAN, J. VERBOOM, H. VAN DER JEUGD & E. JONGEJANS (2020): Mortality limits used in wind energy impact assessment underestimate impacts of wind farms on bird populations. *Ecol. & Evolution* 10: 6274-6287.
- SCHWEMMER, P., R. PEDERSON, K. HAECKER, P. BOCHER, J. FORT, M. MERCKER, F. JIGUET, J. ELTS, R. MARJA, M. PIHA, P. ROUSSEAU & S. GARTHE (2022): Assessing potential conflicts between offshore wind farms and migration patterns of a threatened shorebird species. *Animal Cons.* doi:10.1111/acv.12817.
- SCHWEMMER, P., M. MERCKER, K. HAECKER, H. KRUCKENBERG, S. KÄMPFER, P. BOCHER, J. FORT, F. JIGUET, S. FRANKS, J. ELTS, R. MARJA, M. PIHA, P. ROUSSEAU, R. PEDERSON, H. DÜTTMANN, T. FARTMANN & S. GARTHE (2023): Behavioral responses to offshore windfarms during migration of a declining shorebird species revealed by GPS-telemetry *J. Envir. Manage.* 342: doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118131.
- SINNING, F. (2004): Bestandsentwicklung von Kiebitz (*Vanellus vanellus*), Rebhuhn (*Perdix perdix*) und Wachtel (*Coturnix coturnix*) im Windpark Lahn (Niedersachsen, Landkreis Emsland) – Ergebnisse einer 6-jährigen Untersuchung. *Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz* 7 (Themenheft „Vögel und Fledermäuse im Konflikt mit der Windenergie - Erkenntnisse zur Empfindlichkeit“): 97 - 106.
- SINNING, F., M. SPRÖTGE & U. DE BRUYN (2004): Veränderungen der Brut- und Rastvogelfauna nach Errichtung des Windparks Abens-Nord. *Bremer Beitr. Naturk. Naturschutz* 7: 77-96.
- STEINBORN, H., M. REICHENBACH & H. TIMMERMANN (2011): Windkraft – Vögel – Lebensräume. Books on Demand GmbH, Norderstedt, 344 S.
- STEINBORN, H. & P. STEINMANN (2014): 13 Jahre später – wie entwickeln sich die Wiesenvogelbestände im Windpark Hinrichsfehn? *ARSU Positionen* 06/2014, 8 S.

1.28. Brutkolonien störungssensibler Vogelarten – Graureiher (*Ardea cinerea*), Möwen (*Larus spec.*) und Seeschwalben (*Sterna spec.*, *Chlidonias spec.*)

Schutzstatus / Gefährdung / Bestandssituation in Brandenburg:

- Graureiher:
 - Anh. I EG-VSRL; besonders geschützte Art gem. § 7 Abs. 2 Nr.13 bb BNatSchG; jagdbares Wild gem. § 2 BJagdG, ganzjährige Schonzeit
 - RL D Ø, RL BB V
 - Bestandsanteil BB an D: 11 %
 - Innerhalb BB Bestandsanteil in SPA (Stand 2018): 30-40 %
 - In D (Stand 2005-09) 24.000-30.000 Brutpaare (GRÜNEBERG et al. 2017); mit Stand 2016 in D 20.000-25.000 BP (RYSILAVY et al. 2020).
 - BB 2015/16: 2.800-3.100 BP (Rote Liste), leicht abnehmend (MsB)
 - EHZ: B (gut)
- Silbermöwe:
 - besonders geschützte Art gem. § 7 Abs. 2 Nr.13 bb BNatSchG; jagdbares Wild gem. § 2 BJagdG
 - RL D Ø, RL BB Ø
 - Bestandsanteil BB an D: 0,5 %
 - Innerhalb BB Bestandsanteil in SPA (Stand 2018): 100 %
 - In D (Stand 2005-09) 24.000-30.000 Paare (GRÜNEBERG et al. 2017); mit Stand 2016 in D 19.500-24.000 Paare (RYSILAVY et al. 2020).
 - BB 2019: 163 BP, bis 2002 zunehmend, seitdem abnehmend (MsB)
 - EHZ: B (gut)
- Steppenmöwe:
 - besonders geschützte Art nach § 7 Abs. 2 Nr.13 bb BNatSchG; jagdbares Wild gem. § 2 BJagdG, ganzjährige Schonzeit
 - RL D Ø, RL BB R
 - Bestandsanteil BB an D: 16 %
 - Innerhalb BB Bestandsanteil in SPA (Stand 2018): 100 %
 - In D (Stand 2005-09) 20-40 BP (GRÜNEBERG et al. 2017); mit Stand 2011-16 in D 750 BP (RYSILAVY et al. 2020).
 - BB 2019: 725-750 BP, zunehmend (MsB)
 - EHZ: A (sehr gut)
- Mittelmeermöwe:
 - besonders geschützte Art nach § 7 Abs. 2 Nr.13 bb BNatSchG; jagdbares Wild gem. § 2 BJagdG, ganzjährige Schonzeit
 - RL D Ø, RL BB R
 - Bestandsanteil BB an D: 14,5 %
 - Innerhalb BB Bestandsanteil in SPA (Stand 2018): 100 %
 - In D (Stand 2005-09) 170-230 Brutpaare (GRÜNEBERG et al. 2017); mit Stand 2011-16 in D 220-280 BP (RYSILAVY et al. 2020).
 - BB 2019: 17 BP, zunehmend (MsB)
 - EHZ: B (gut)
- Heringsmöwe
 - besonders geschützte Art nach § 7 Abs. 2 Nr.13 bb BNatSchG; jagdbares Wild gem. § 2 BJagdG, ganzjährige Schonzeit
 - RL D Ø, RL BB R
 - Bestandsanteil BB an D: <0,1 %
 - In D (Stand 2005-09) 34.000-44.000 Brutpaare (GRÜNEBERG et al. 2017); mit Stand 2011-16 in D 44.000 Paare (RYSILAVY et al. 2020).
 - BB 2019: 4 BP
 - EHZ: keine Bewertung

- Lachmöwe:
 - besonders geschützte Art gem. § 7 Abs. 2 Nr.13 bb BNatSchG; jagdbares Wild gem. § 2 BJagdG
 - RL D Ø, RL BB Ø
 - Bestandsanteil BB an D: 6 %
 - Innerhalb BB Bestandsanteil in SPA (Stand 2018): 70 %
 - In D (Stand 2005-09) 105.000-150.000 BP (GRÜNEBERG et al. 2017); mit Stand 2016 in D 115.000-160.000 Paare (RYSILAVY et al. 2020).
 - BB 2015/16: 8.000-10.500 BP (Rote Liste), stabil (MsB)
 - EHZ: B (gut)
- Sturmmöwe:
 - besonders geschützte Art gem. § 7 Abs. 2 Nr.13 bb BNatSchG; jagdbares Wild gem. § 2 BJagdG
 - RL D Ø, RL BB Ø
 - Bestandsanteil BB an D: 0,2 %
 - Innerhalb BB Bestandsanteil in SPA (Stand 2018): 30 %
 - In D (Stand 2005-09) 22.000-24.000 Paare (GRÜNEBERG et al. 2017).
 - BB 2017: >30 BP, stabil, wenige Vorkommen
 - EHZ: B (gut)
- Schwarzkopfmöwe
 - Anh. I EG-VSRL; streng geschützte Art nach § 7 Abs. 2 Nr. 14 a BNatSchG; jagdbares Wild gem. § 2 BJagdG, ganzjährige Schonzeit
 - RL D Ø, RL BB R
 - Bestandsanteil BB an D: 3 %
 - Innerhalb BB Bestandsanteil in SPA (Stand 2018): 100 %
 - In D (Stand 2005-09) 310-380 Paare, davon 157-196 in SPA (GRÜNEBERG et al. 2017); mit Stand 2011-16 in D 280-320 Paare (RYSILAVY et al. 2020).
 - BB 2019: 9 BP, zunehmend (MsB)
 - EHZ: B (gut)
- Flusseeeschwalbe:
 - Anh. I EG-VSRL; streng geschützte Art nach § 7 Abs. 2 Nr. 14c BNatSchG, § 1 Satz 2 i. Verb. m. Anl. 1 Spalte 3 BArtSchV
 - RL D 2, RL BB 3
 - Bestandsanteil BB an D: 6 %
 - Innerhalb BB Bestandsanteil in SPA (Stand 2018): 80 %
 - In D (Stand 2005-09) 9.000-10.500 Paare, davon 8.806-9.069 in SPA (GRÜNEBERG et al. 2017); mit Stand 2011-16 in D 8.500-9.000 Paare (RYSILAVY et al. 2020).
 - BB 2019: 651 BP, stabil (MsB)
 - EHZ: B (gut)
- Zwergseeeschwalbe
 - Anh. I EG-VSRL; streng geschützte Art nach § 7 Abs. 2 Nr. 14c BNatSchG, § 1 Satz 2 i.V.m. Anl. 1 Spalte 3 BArtSchV
 - RL D 1, RL BB 1
 - Bestandsanteil BB an D: ca. 1 %
 - Innerhalb BB Bestandsanteil in SPA (Stand 2018): 0 %
 - In D (Stand 2005-09) 600-650 Paare, davon 590-648 in SPA (GRÜNEBERG et al. 2017); mit Stand 2011-16 in D 500 Paare (RYSILAVY et al. 2020).
 - BB 2019: 31 BP, stabil (MsB)
 - EHZ: C (schlecht, nur eine Kolonie)

- Trauerseeschwalbe:
 - Anh. I EG-VSRL; streng geschützte Art nach § 7 Abs. 2 Nr. 14c BNatSchG, § 1 Satz 2 i.V.m. Anl. 1 Spalte 3 BArtSchV
 - RL D 3, RL BB 3
 - Bestandsanteil BB an D: 48 %
 - Innerhalb BB Bestandsanteil in SPA (Stand 2018): 95 %
 - In D (Stand 2005-09) 900-1.100 Paare, davon 853-1.002 in SPA (GRÜNEBERG et al. 2017); mit Stand 2016 in D 1.200 Paare (RYSILAVY et al. 2020).
 - BB 2019: 405 BP, zunehmend (MsB)
 - EHZ: B (gut)

Gefährdung durch WEA:

- Fundkartei - bisher folgende Schlagopfer für D dokumentiert:
 - Graureiher 17 (davon 4 aus BB)
 - Silbermöwe 131 (davon 2 aus BB)
 - Steppenmöwe 2 (davon 1 aus BB)
 - Heringsmöwe 63
 - Mantelmöwe 3
 - Lachmöwe 179 (davon 10 aus BB)
 - Sturmmöwe 59 (davon 4 aus BB)
 - weitere 18 unbestimmte Möwen (davon 1 aus BB)
 - Flusseeeschwalbe 1 (hohe Verluste in einer Brutkolonie in Belgien: 162 nach EVERAERT & STIENEN 2007 und EVERAERT 2008 sowie 5 in den Niederlanden und 1 in Frankreich)
 - Trauerseeschwalbe 1
 - 25 Brand- und 15 Zwergseeschwalben in Belgien (EVERAERT 2008), je 1 Brandseeschwalbe in Frankreich und Niederlande
 - weitere 3 unbestimmte Seeschwalben in Irland
- Graureiher 30 weitere Funde aus 6 Ländern: 10 x Niederlande, 7 x Belgien, 6 x Frankreich, 4 x Norwegen, 2 x Spanien, 1 x Österreich; weitere 2.142 Möwenfunde von 11 Arten in Europa.
- Möwen rangieren in D nach den Greifvögeln und Singvögeln an dritter Stelle unter den Kollisionsopfern, obwohl Brutplätze bisher weitgehend von WEA freigehalten wurden; im Bereich von Brutkolonien und Schlafplätzen in Belgien deutlich höhere Verluste (1.370 Funde bei 7 Arten, EVERAERT 2003, 2008, 2014); weitere 381 Funde (8 Arten) in Frankreich, 296 Funde (7 Arten) in den Niederlanden, 121 Funde (5 Arten) in Großbritannien, 70 Funde (7 Arten) in Spanien, 18 Funde (4 Arten) in Österreich, 13 Funde (3 Arten) in Dänemark, 6 Funde (2 Arten) in Schweden, 5 Funde (2 Arten) in Norwegen, 4 Funde (1 Art) in Griechenland, je 1 Fund in Bulgarien und Polen.
- Auch BÖTTGER et al. (1990) führen einen hohen Anteil an Möwen unter den Kollisionsopfern auf deren häufiges Auftreten in der Nähe der WEA zurück.
- GRÜNKORN et al. (2016) errechneten für 55 Windparks in Norddeutschland eine mittlere Kollisionsofferzahl von 0,136 (0,049–0,246) Möwen je WEA in 12 Wochen.
- 89 % der in Deutschland verunglückten Sturmmöwen, 78 % der Lachmöwen und 73 % der Silbermöwen waren Altvögel (RESCH 2014), **aktualisiert bis einschließlich 2024 (SCHAEFER 2024): Sturmmöwe 71,0 % (n=31), Lachmöwe 57,1 % (n=98) Silbermöwe 58,4 % (n=77).**
- In Belgien hohe Verluste an Flusseeeschwalben in einem WP; 64 % von 64 Kollisionsopfern waren ♂♂ aufgrund der Arbeitsteilung bei Brut und Aufzucht (STIENEN et al. 2008). Dreistellige Verlustzahlen bei mehreren Möwenarten (EVERAERT 2008).
- In Belgien war das Kollisionsrisiko bei Großmöwen größer als bei kleinen Arten (EVERAERT 2014). Der Ersatz alter WEA durch größere verringerte die Zahl der Kollisionen.
- Bei 74 ad. Heringsmöwen im UK war das Kollisionsrisiko am größten im Umfeld der Brutkolonien während der Brutzeit (zwar „reduzierte“ Anzahl von WEA, aber größere

Flugaktivität). Auch an Bottlenecks während des Zuges und an wichtigen Überwinterungsgebieten war das Risiko hoch (MASDEN et al. 2017).

- Auch THAXTER et al. (2019) fanden anhand britischer GPS-Daten von Heringsmöwen die höchste Empfindlichkeit in der Brutzeit in der Nähe der Brutkolonien, aber erwähnen auch hohe Verwundbarkeit an den Flaschenhälsen („bottlenecks“) der Zugwege und im Überwinterungsgebiet. Davon ausgehend betonen sie kumulative Effekte im Jahresverlauf und über Ländergrenzen hinweg.
- Außerhalb der Brutzeit auch weitab von Kolonien Konzentrationen (oft im Zusammenhang mit Bodenbearbeitung) und dort auch Verluste, z. B. nach TRAXLER et al. (2013) in Österreich 0,19 Möwen/WEA und Jahr.
- In den USA viele Kollisionsopfer am Altamont-Pass, einem für Möwen eher ungewöhnlichen Trockenlebensraum (ICF INTERNATIONAL 2015).
- BUIJ et al. (2017) nutzen mit dem „Population Persistence Index“ einen neuen rechnerischen Ansatz zur Abschätzung der Folgen erhöhter Mortalität und schlussfolgern am Beispiel der Flussseseschwalbe, dass bisherige Ansätze („1%-Modell“, Potential Biological Removal) die Folgen für eine Population erheblich unterschätzen.
- An- und Abflüge von Graureihern an einer Kolonie sowie im Bereich von 2 WEA (Freiraum unter Rotor 22 m, Rotor-Ø 40 m) bei Delmenhorst (HB) meist in 15-20 m, seltener 25-30 m Höhe; seitliches Passieren der WEA sowie des 290 m breiten Zwischenraums ohne erkennbare Reaktion auf Rotorbewegungen. Überflüge der WEA wurden nicht beobachtet, Kollisionsopfer nicht nachgewiesen (SCHOPPENHORST 2004).
- An einer Brutkolonie im Landkreis Wesermarsch (NI) erfolgten 95,5 % der Flüge unterhalb von 50 m (n= 7.176). Bei 130 Suchterminen von April bis Oktober an 2 WEA wurden keine kollidierten Reiher gefunden, obwohl zahlreiche Flüge durch den WP erfolgten. Empfohlen wird dementsprechend ein Mindestabstand zwischen Rotor und Geländeoberkante von 50 m, bei bewegtem Relief 80 m (STEINBORN et al. 2021).
- Untersuchungen von 2015-24 zur Höhe von An- und Abflügen bei Tageslicht (n=1.679) an einer Graureiherkolonie im Havelländischen Luch (BB) ergaben eine **bevorzugte Flughöhe zwischen 21-40 m. Bis 50 m entfielen 84,5 % aller Flüge, weitere 12,5 % bis 80 m, 3,0 % auf noch größere Flughöhen** (T. DÜRR, unveröff.). Die Flughöhe und der Anteil großer Flughöhen veränderte sich mit zunehmender Entfernung zur Kolonie:
 - Kolonie + 250 m: 90,5 % bis 50 m, 9,5 % darüber (max. 90 m)
 - 251-500 m: 90,5 % bis 50 m, 9,5 % darüber (max. 90 m)
 - 501-750 m: 88,9 % bis 50 m, 11,1 % darüber (max. 100 m)
 - 750-1.000 m: 75,8 % bis 50 m, 24,2 % darüber (max. 120 m)
 - >1.000 m: 75,3 % bis 50 m, 24,7 % darüber (max. 400 m)Besonders große Flughöhen resultierten aus Aufkreisen in der Thermik bei Störungen in der Kolonie, vor Abflügen zu weit entfernten Nahrungsgebieten oder dem Verlassen der Kolonie (Abzug).
- SCHIPPERS et al. (2020) stellten auf der Basis eines Populationsmodells fest, dass bei 1 % zusätzlicher Mortalität durch WEA eine Flussseseschwalbenpopulation innerhalb von 10 Jahren um 5 % sinkt. Bei 10 % zusätzlicher Mortalität läge der Rückgang bei etwa 40 %. Der prozentuale Einfluss auf die Population ist größer als der prozentuale Anstieg der Mortalität.

Lebensraumentwertung:

- Nur kleinräumiges Meidungsverhalten gegenüber WEA im Nahrungsgebiet (z. B. SCHOPPENHORST 2004, REICHENBACH & STEINBORN 2007, STEINBORN et al. 2011 für den Graureiher), Lebensraumverlust eher gering. **Das scheint auch für den Offshore-Bereich zuzutreffen bei uneinheitlichen, aber insgesamt schwachen Reaktionsmustern** (DIERSCHKE et al. 2024).
- Entwertung von Brutgebieten bisher kaum zu beurteilen - in BB bisher nur eine Möwen- und zwei Graureiherkolonien < 1 km von WEA entfernt (Lachmöwen 650 m von Einzelanlage, Graureiher 750 und 950 m von WP entfernt).

- In Sachsen-Anhalt (WP Gardelegen, 9 WEA mit 99 m Gesamthöhe) wurden 2015 zwei Teilkolonien des Graureihers in 730 m (5 BP) und 800 m (10 BP) kartiert (PSCHORN 2017). Im Jahr vor der Inbetriebnahme (Dez. 2001) siedelten hier noch 34 BP in einer Kolonie, 2002 waren es nur noch 17 BP (-50 %), 2003 20 BP (\varnothing 28 BP von 2001-2005). 2004 wurde mit 39 BP der Höchststand erreicht, danach sank der Bestand erneut stark ab: 2006-2010 \varnothing 14 (5-27) BP, 2011-2015 \varnothing 8 (3-15) BP. 2016 war die Kolonie erloschen (S. FISCHER, briefl.), nachdem 2015 in einer der Teilkolonien Prädation von Bruten festgestellt wurde (PSCHORN 2017). Letzteres könnte zu der 2015 registrierten Kolonieteilung beigetragen haben.
- Eine Brutkolonie im Landkreis Wesermarsch (NI) wuchs an nach der Erweiterung und Annäherung des WP von 660 m auf 230 m: vorher (2015) 30 BP, danach (2019) 65 BP (STEINBORN et al. 2021).
- RYDELL et al. (2012) nennen in einer Metaanalyse für Möwen und Seeschwalben (ohne Artangabe) eine mittlere Stördistanz von 105 m (bei 21 Studien in und außerhalb der Brutsaison).
- Nach HÖTKER (2017) sprach während der Brutzeit bei der Lachmöwe jeweils eine Studie für Meidung und für Attraktivwirkung von WEA. Bei der Sturmmöwe war das Verhältnis 1:0. Außerhalb der Brutzeit gab es deutlich mehr Studien, die Attraktivwirkung bescheinigen: bei der Lachmöwe 5:15 und bei der Sturmmöwe 6:3.

Aktionsraum:

- Nahrungsflüge beim Graureiher führen bis 10 km weg von den Kolonien (FLADE 1994). Eine Telemetriestudie zum Graureiher in Sachsen setzte erst am Ende der Brutzeit ein, zeigte jedoch zumindest, dass die Brutkolonie eine zentrale Funktion auch außerhalb der Brutzeit besitzt (SEICHE 2008).
- Die meisten Kolonien der Flusseeeschwalben liegen in oder an Gewässern die gleichzeitig als Jagdgebiet dienen. Am häufigsten suchen sie im unmittelbaren Umkreis bzw. bis zu 5-6 km entfernt auf Nahrungssuche. Teilweise (z. B. Kraftwerk Jänschwalde und Grubenrestsee Koschen) wurde Nahrungssuche auch in 10-18 km Entfernung nachgewiesen (NEUBAUER 1998).
- Bei Trauerseeeschwalben auf Eiderstedt (SH) lag der Median der maximalen Flugentfernungen bei 530 m (2002) bzw. 422 m (2003) (HÖTKER et al. 2005).
- Sturmmöwen der Kolonie Langenwerder (MV), die 2017-22 mit GPS-Sendern versehen wurden (n=24), unternahmen Nahrungsflüge überwiegend zwischen 5 und 15 km und maximal 35-40 km von der Kolonie entfernt. Felder mit wenig oder ohne Pflanzendecke wurden bevorzugt (GARTHE et al. 2022, vgl. auch GARTHE et al. 2024).
- 9 Ende Mai/Anfang Juni 2007 auf der Wattenmeerinsel Vlieland / NL besenderte Silbermöwen (Brutvögel) nutzten zur Nahrungssuche während der Brutzeit fast ausschließlich die Rückseitenwatten der Insel, daneben suchten sie aber auch Inlandgebiete in bis zu etwa 20 km Entfernung vom Brutplatz auf. Mit fortschreitender Brutzeit bzw. nach Gelegeverlusten dehnten sie ihre Aktionsräume zunehmend weiter aus (EXO et al. 2008) – unklar, ob Brutpaare im Binnenland auch solch große Aktionsräume haben.
- CORMAN et al. (2016) wiesen für auf den Inseln im deutschen Wattenmeer brütende Heringsmöwen mittels GPS-Datenloggern längere und weitere Nahrungsflüge bei Vögeln größerer gegenüber kleineren Kolonien nach. Nahrungsflüge an Land waren weiter als auf See und im Wattenmeer. Je näher die Kolonie an der Festlandsküste lag, umso höher war der Anteil von Nahrungsflügen an Land. Nahrungsflüge bei Nacht waren länger als am Tage. Nahrungsflüge führten weit ins Binnenland (ca. 40-70, max. 139 km). Besonders weit entfernte attraktive Nahrungsgebiete (Deponien, Fleischfabrik) wurden über schmale Flugkorridore angefliegen. Entfernungen <2 km zur Kolonie wurden besonders häufig zum Ruhen, Putzen und Baden aufgesucht.
- ENNERS et al. (2018) wiesen für auf den Inseln im östlichen deutschen Wattenmeer brütende Silbermöwen mittels GPS-Datenloggern folgende mittlere Distanzen zu Nahrungsgebieten nach: Oland 9,2 (max. 54,6) km, Langeneß 6,8 (max. 16,6) km,

Amrum 4,2 (max. 51,6) km. Silbermöwen, deren Kolonie die geringste Distanz zum Festland aufwies, hielten sich zur Nahrungssuche längere Zeit am Festland auf als Möwen, deren Kolonie weiter vom Festland entfernt lag.

- In Windparks im Kreis AUR (NI) stieg der Anteil von Heringsmöwen im Vergleich zur Silbermöwe unter den Fundmeldungen auf **50,5 % (2014-2024, n=91)** gegenüber 19,0 % im Zeitraum vor 2014 (n=21) und belegt eine zunehmende Nutzung terrestrischer Nahrungsgebiete durch die Heringsmöwe (Daten der Zentralen Funddatei).

Abstandsregelungen:

<i>TAK BB</i>	<i>LAG VSW (2007)</i>
Schutzbereich 1 km zu den Gewässern mit Brutkolonien	Mindestabstand 1 km
<i>AGW-Erlass (BB) 2023:</i>	Prüfbereich 4 km (inkl. Kormoran)
keine Regelungen	<i>LAG VSW (2014)</i>
<i>BNatSchG (2022): keine Regelungen</i>	MA 1 km (außer Kormoran)
	PB 3 km (Reiher, Möwen) bzw. mind. 3 km (Seeschwalben)

Quellen:

- BÖTTGER, M, T. CLEMENS, G. GROTE, G. HARTMANN, E. HARTWIG, C. LAMMEN, E. AUK-HENTZELT & G. VAUK (1990): Biologisch-ökologische Begleituntersuchungen zum Bau und Betrieb von Windkraftanlagen. NNA-Ber. 3, Sonderheft, 124 S.
- BUIJ, R., P. SCHIPPERS, A. SCHOTMAN, J. VERBOOM, H. V. D. JEUGD & E. JONGEJANS (2017): Do assessment thresholds underestimate the mortality impact of wind farms on bird populations? Wageningen Environmental Research, Report 2788. 36 pp.
- CORMAN, A.-M., B. MENDEL, C. C. VOIGT & S. GARTHE (2016): Varying foraging patterns in response to competition? A multicolony approach in a generalist seabird. *Ecology and Evolution* 6 (4): 974-986.
- DIERSCHKE, V., K. BORKENHAGEN, L. ENNERS, S. GARTHE, M. MERCKER, V. PESCHKO, H. SCHWEMMER & N. MARKONES (2024): Sensitivität von Seevögeln gegenüber Offshore-Windparks in der deutschen Nordsee im Hinblick auf Lebensraumverluste durch Meidung. *Vogelwelt* 142: 59-74.
- ENNERS, L., P. SCHWEMMER, A.-M. CORMAN, C. C. VOIGT & S. GARTHE (2018): Intercolony variations in movement patterns and foraging behaviors among herring gulls (*Larus argentatus*) breeding in the eastern Wadden Sea. *Ecology and Evolution* 8: 7529-7542.
- EVERAERT, J. (2003): Wind turbines and birds in Flanders: Preliminary study results and recommendations. *Natuur Oriolus* 69 (4): 145-155.
- EVERAERT, J. (2008): Effecten van windturbines op de fauna in Vlaanderen. Onderzoeksresultaten, discussie en aanbevelingen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosondersoek. Brüssel.
- EVERAERT, J. (2014): Collision risk and micro-avoidance rate of birds with wind turbines in Flanders. *Bird Study* 61: 220-230.
- EVERAERT, J. & E. W. M. STIENEN (2007): Impact of wind turbines on birds in Zeebrugge (Belgium) Significant effect on breeding tern colony due to collisions. *Biodivers. Cons.* 16: 3345-3359.
- EXO, K.-M., F. BAIRLEIN, B. ENS & K. OOSTERBEEK (2008): Satellitentelemetrische Untersuchungen der Raumnutzungs- und Zugmuster von Herings- und Silbermöwen. Institut für Vogelforschung, Vogelwarte Helgoland, Jber. 8: 11-12.
- FLADE, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. IHW-Verlag, 879 S.
- GARTHE, S., B. HEINZE & U. KUBETZKI (2022): Bestandsentwicklung, Aktionsräume und Nahrungshabitatwahl der Sturmmöwen (*Larus canus*) von Langenwerder. *Naturschutzarbeit Meckl.-Vorp.* 63: 36-46
- GARTHE, S., P. SCHWEMMER, U. KUBETZKI & B. HEINZE (2024): Effects of agricultural practices on foraging habitats of a seabird species in the Baltic Sea. *Ecology and Evolution* 12. doi.org/10.1002/ece3.9551.

- GRÜNEBERG, C., R. DRÖSCHMEISTER, D. FUCHS, W. FREDERKING, B. GERLACH, M. HAUSWIRTH, J. KARTHÄUSER, B. SCHUSTER, C. SUDFELDT, S. TRAUTMANN & J. WAHL (2017): Vogelschutzbericht 2013 – Methoden, Organisation und Ergebnisse. Naturschutz und Biologische Vielfalt Heft 157, 230 S., Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz.
- GRÜNKORN, T., J. BLEW, T. COPPACK, O. KRÜGER, G. NEHLS, A. POTIEK, M. REICHENBACH, J. VON RÖNN, H. TIMMERMANN & S. WEITEKAMP (2016): Ermittlung der Kollisionsraten von (Greif)Vögeln und Schaffung planungsbezogener Grundlagen für die Prognose und Bewertung des Kollisionsrisikos durch Windenergieanlagen (PROGRESS). Schlussbericht zum durch das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) im Rahmen des 6. Energieforschungsprogrammes der Bundesregierung geförderten Verbundvorhaben PROGRESS, FKZ 0325300A-D.
- HÖTKER, H. (2017): Birds: displacement. In: PERROW, M. R. (Hrsg.): Wildlife and Wind Farms, Conflicts and Solutions. Vol. 1: Onshore: Potential Effects: 118-154.
- HÖTKER, H., C. IVENS & H. KÖSTER (2005): Nahrungserwerb und Wahl des Koloniestandortes von Trauerseeschwalben *Chlidonias niger* auf Eiderstedt. Vogelwelt 126: 203-214.
- ICF INTERNATIONAL (2015): Altamont Pass Wind Resource Area Bird Fatality Study, Monitoring Years 2005–2013, Draft (M107) for Alameda County Community Development Agency.
- MASDEN, E., C. B. THAXTER, V. H. ROSS-SMITH, W. BOUTEN, N. A. CLARK, G. J. CONWAY, G. CLEWLEY, L. BARBER & N. H. K. BURTON (2017): Wide-scale movements of lesser black-backed gulls throughout the year and implications for cumulative impact assessments of wind farms. In: ANONYM (Hrsg.): Conference on Wind Energy and Wildlife Impacts, 6-8 Sept. 2017, Estoril, Portugal, Book of Abstracts: 166-167.
- NEUBAUER, W. (1998): Habitatwahl der Flußseeschwalbe *Sterna hirundo* in Ostdeutschland. Vogelwelt 119 (3-5): 169-180.
- PSCHORN, A. (2017): Avifaunistisches Fachgutachten zum geplanten Repowering und zur Vergrößerung des WP Gardelegen (Altmarkkreis Salzwedel, Sachsen-Anhalt). Unveröff. Gutachten NaturPur im Auftrag des Büro Knoblich Landschaftsarchitekten BDLA/IFLA, Erkner und der Energiequelle GmbH Kallinchen, 70 S.
- REICHENBACH, M. & H. STEINBORN (2007): Langzeituntersuchungen zum Konfliktthema "Windkraft und Vögel" 6. Zwischenbericht. ARSU.
- RESCH, F. (2014): Vogelschlag an Onshore-Windenergieanlagen in der Bundesrepublik Deutschland. Bachelorarbeit HNE Eberswalde, Matrikelnr. 221003: 46 S.
- RYDELL, J., H. ENGSTRÖM, A. HEDENSTRÖM, J. K. LARSEN, J. PETTERSSON & M. GREEN (2012): The effect of wind power on birds and bats. A synthesis. Vindval Report 6511, 150 pp.
- SCHAEFER, J. (2024): Vogelverluste an Windenergieanlagen: Auswertung der zentralen Funddatei für Deutschland zur Phänologie der Verluste. Masterarbeit TU Bergakademie Freiberg, 81 S.
- SCHIPPERS, P., R. BUIJ, A. SCHOTMAN, J. VERBOOM, H. VAN DER JEUGD & E. JONGEJANS (2020): Mortality limits used in wind energy impact assessment underestimate impacts of wind farms on bird populations. Ecol. & Evolution 10: 6274-6287.
- SCHOPPENHORST, A. (2004): Graureiher und Windkraftanlagen. Ergebnisse einer Fallstudie in der Ochtumniederung bei Delmenhorst. Bremer Beitr. Naturk. Naturschutz 7: 151-156.
- SEICHE, K. (2008): Der Graureiher in Sachsen. Teil I: Habitatwahl des Graureihers in Sachsen. Studie im Auftrag des LUG, 44 S.
- STEINBORN, H., M. REICHENBACH & H. TIMMERMANN (2011): Windkraft – Vögel – Lebensräume. Books on Demand GmbH, Norderstedt, 344 S.
- STEINBORN, H., T. KOOPMANN & M. SPRÖTGE (2021): Empfindlichkeit des Graureihers gegenüber Windenergieanlagen – Ergebnisse einer BACI-Untersuchung. Naturschutz u. Landschaftsplanung 53: doi: 10.1399/NuL2021.08.01

- STIENEN, E. W. M., W. COURTENS, J. EVERAERT & M. VAN DE WALLE (2008): Sex-biased mortality of Common Terns in windfarm collisions. *Condor* 110: 154-157.
- THAXTER, C. B., V. H. ROSS-SMITH, W. BOUTEN, N. A. CLARK, G. J. CONWAY, E. A. MASDEN, G. D. CLEWLEY, L. J. BARBER & N. H. K. BURTON (2019): Avian vulnerability to wind farm collision through the year: Insights from lesser black-backed gulls (*Larus fuscus*) tracked from multiple breeding colonies. *J. Appl. Ecol.* doi:10.1111/1365-2664.13488.
- TRAXLER, A., S. WEGLEITNER, H. JAKLITSCH, A. DAROLOVÁ, A. MELCHER, J. KRIŠTOFÍK, R. JUREČEK, L. MATEJOVIČOVÁ, M. PRIVREL, A. CHUDÝ, P. PROKOP, J. TOMEČEK & R. VÁCLAV (2013): Untersuchungen zum Kollisionsrisiko von Vögeln und Fledermäusen an Windenergieanlagen auf der Parndorfer Platte 2007 – 2009, Endbericht. Unveröff. Gutachten: 1-98.

2. Rastvögel

2.1. Kranich (*Grus grus*)

Schutzstatus / Gefährdung / Bestandssituation in Brandenburg:

- Anh. I EG-VSRL, streng geschützte Art gem. § 7 Abs. 2 Nr. 14 a BNatSchG i. Verb. m. Anhang A EG-VO 338/97
- Anteil BB an Gesamtpopulation durchziehender Kraniche: Die Maximalzahl gleichzeitig anwesender Kraniche auf dem Herbstzug seit 2010 wurde Mitte Oktober 2014 mit 174.302 Ind. ermittelt. Da nicht alle durchziehenden Kraniche gleichzeitig anwesend sind und keine regelmäßige Erfassung aller Schlafplätze möglich ist, könnten 200.000 oder mehr Kraniche durch BB durchziehen, vor allem aus der nordost-europäischen Brutpopulationen (D, PL, Baltikum, FIN) und zu einem kleineren Teil aus der skandinavischen Population (S, N). Insgesamt geht die AG Kranichschutz für Deutschland von einem Rastbestand von etwas über 400.000 Kranichen aus.
- Die Gesamtzahlen in BB scheinen insgesamt zuzunehmen, ebenso die Zahl der Rastplätze, wobei vor allem kleinere oder zeitweilige Rastplätze hinzukommen. Etablierung kopfstarker Überwinterungsbestände mit Konzentration im Umfeld langjährig genutzter Schlafplätze.
- Ein System zur Synchronisierung zur Erlangung absoluter Zahlen ist noch im Aufbau und liefert bisher keine vollständige Landesübersicht (AG Kranichschutz BB)

Gefährdung durch WEA:

- In D bisher 33 Schlagopfer dokumentiert – 10 aus BB, 6 aus NI, 5 aus HE (Zug), 5 aus MV (Brutzeit und Herbst), 2 aus RP und je 1 aus NW (nachts) und SH, 2 aus N-Dt. ohne Ortsangabe (GRÜNKORN 2015) - insgesamt 12 x Heimzug / beginnende Brutzeit, 2 x Brutzeit, 15 x Herbstzug, 3 x Winter
- Weitere Funde in Spanien (2), Bulgarien und Polen (je 1)
- Bisher wurden keine Massenverluste bekannt wie an Freileitungen, nur zweimal zwei Verluste gleichzeitig an einer WEA, dabei einmal ein dritter Kranich drei Tage später. In einem weiteren WP 3 Funde in 3 verschiedenen Jahren. Die Meldung einer Massenkollision 2015/16, nach der in einem WP in RP zahlreiche tote Kraniche gelegen hätten, die vom WP-Servicepersonal eingesammelt worden seien, ist bisher unzureichend dokumentiert (S. FEYERABEND, mdl. Mitt.).
- In einer dänischen Studie flogen 35,8 % der Individuen bzw. 17,9 % der Trupps in Rotorhöhe (THERKILDSEN & ELMEROS 2015).
- Kollisionsgefährdung unter den bisherigen Ausschlusskriterien gering, jedoch steigende Fundzahlen: 2003-2006: 1, 2007-2010: 2, 2011-2014: 8, 2015-2018: 11, 2019-2021: 7, 2022-2024: 2. Ein Durchfliegen von Kranich-Trupps (max. 125 Ex.) durch WPs **zwischen Rastplätzen und Nahrungsflügen** wurde an einem WP im Landkreis Lüchow-Dannenberg (NI) beobachtet (MEIER-PEITHMANN 2014). **In der Regel versuchten Kraniche zwar, WPs zu umfliegen oder zu überfliegen, aber bei den Durchflügen waren durchaus Risiken erkennbar, vor allem bei Nebel und in der Dämmerung. Erfahrungen in der beobachteten Zwischenrastperiode führten nicht zu Meidung. Ziehende Kraniche sind demgegenüber aufgrund ihrer Flughöhe kaum gefährdet.**
- An Freileitungen, Gebäuden und Abspannung von Funkmasten sind mehrere Massenunfälle von ziehenden und rastenden Kranichen unter ungünstigen Sichtbedingungen (vor allem Nebel) dokumentiert (Prange 1989, Kraft 1999, Vogelschutzwarte unveröff.). Solche Unfälle sind an WEA, wenn sie innerhalb von Hauptzugkorridoren errichtet werden, nicht auszuschließen.
- Im Projekt PROGRESS wurden 70 % der Flugaktivitäten oberhalb Rotorhöhe und nur 14 % in Rotorhöhe erfasst (n=12.401). 60 % der Kraniche im Bereich der beobachteten WPs flogen außerhalb der WPs. Unter 927 beobachteten Flügen in WPs gab es 2 % Gefahrensituationen (GRÜNKORN et al. 2016).

- STEINBORN & REICHENBACH (2011) stellten im Kreis Uelzen (NI) bei stichprobenartiger Erfassung herbstlicher Massenzugtage 2005 und 2007 unter ausnahmslos günstigen Zugbedingungen keine Ausweichreaktionen gegenüber vorhandenen WPs fest, da fast alle Kraniche >150 m hoch zogen. Im Bereich der 2006 errichteten WP Dörnte und Nateln waren an den Erfassungstagen 2007 gegenüber 2005 kaum Unterschiede in der Zugintensität zwischen beiden Jahren erkennbar. An drei weiteren Beobachtungspunkten wurde eine deutliche Zunahme, an einem Punkt eine starke Abnahme und insgesamt eine Verdreifachung ziehender Kraniche registriert, was für eine unvollständige Erfassung insbesondere im Jahr 2005 spricht. Die Autoren verweisen auf Untersuchungen von BLOCK (2005), nach denen es im Betrachtungsraum (WP Hanstedt) in früheren Jahren nicht näher beschriebene Ausweichreaktionen gegenüber WEA gegeben hat, die Kraniche allerdings nach dem Ausweichverhalten ihren Zug fortgesetzt hätten.
- BRAUNEIS (1999) ermittelte während des Herbstzuges 1998 auf der Solzer Höhe (Lkr. Hersfeld-Rotenburg, NI) bei Planbeobachtungen an tagziehenden Kranichen, die einen Bergkamm queren wollten, unterschiedliches Verhalten gegenüber 4 WEA. Sehr hoch fliegende Kraniche zogen reaktionslos weiter, niedrig (in Anlagenhöhe) zumeist bei ungünstigen Wetterbedingungen ziehende Kraniche scheuten etwa 300–400 m vor den WEA und umflogen den WP, wobei viele Zugverbände, durch Kreisen und ungerichtete Flüge getrennt wurden und erst in 1,5 km Entfernung zum WP wieder in Zugformation fanden. Abweichend von der südwestlichen Zugrichtung wurde bei vielen Kranichtrupps auch ein nach Nordost und Nordnordost gerichtetes Abdriften vom Zugweg, entlang des Höhenrückens, mit unbekanntem weiteren Verlauf des Zugweges beobachtet. Während des Heimzuges 1998 und 1999 zeigten nach Nordost ziehende Kraniche bei günstigen Wetterbedingungen und großer Zughöhe keine Reaktionen gegenüber den WEA, bei ungünstigen Wetterbedingungen und niedriger Flughöhe wichen sie den WEA aus, umflogen diese in einem Abstand von 300-500 m und setzen dann ihren Zug etwa 1 km vom WP entfernt nach Nordosten fort.
- Zugbeobachtungen in Schweden zeigten weitgehende Meidung der Nähe von WEA (UMEÅ ENERGIE 2012 in RYDELL et al. 2017).

Lebensraumentwertung:

- Nach MÖCKEL & WIESNER (2007) liegen Ergebnisse aus 3 Windparks zum Verhalten Nahrung suchender Kraniche vor: WP Duben (20 WEA), WP Falkenberg (95 WEA), WP Woschkow (4 WEA) mit folgendem Ergebnis:
 - Einzelvögel Annäherung 150 bis 200 m
 - kleinere Trupps Annäherung bis 400 m
 - größere Trupps Annäherung bis 1.000 m
 - in allen drei Windparks trotz Maisstoppeln und vorheriger Flächennutzung keine Rast mehr ab Windparkerrichtung
- Ein dreijähriges Monitoring des NABU Eberswalde im WP Lichterfelde (5 WEA, 54 Einzelbeobachtungen) ergab folgendes Ergebnis:
 - Einzelvögel Annäherung 100 bis 500 m
 - kleinere Trupps Annäherung bis 600 m
 - größere Trupps Annäherung bis 1.200 m (THIEß et al. 2002, 2003)
- Eine zweijährige Untersuchung von MÜLLER (2003) im Umfeld zweier Einzelanlagen bei Neurüdnitz und Altwustrow (MOL) (14 Einzelbeobachtungen) ergab ähnliche Ergebnisse:
 - kleinere Trupps Annäherung bis 300 m
 - größere Trupps Annäherung bis 1.350 m
- Ein vierjähriges Monitoring von M. STOEFER (2002 – 2005) in den WPs Buckow-Nord und Buckow-Süd (LOS) ergab eine Meidung beider WPs durch rastende Kraniche und Annäherung kleinerer rastender Trupps bis auf minimal 570 m (2 Einzelbeobachtungen).
- Eine mit einem WP überbaute Fläche im Kreis TF (BB) wurde anschließend nicht mehr von Kranichen als Nahrungsfläche genutzt (SCHARON 2008).

- Eine dreijährige Begleituntersuchung im WP Brüssow (UM) ergab, dass sich Nahrung suchende Kraniche, die vor Errichtung des WPs in Trupps bis ca. 30 Individuen, 1x auch 312 Vögel beobachtet wurden, nur in geringer Truppgroße (<100 Individuen) nach Errichtung des Windparks im 1-km-Radius und auch im 300-m-Radius aufhielten. Im 2. und 3. Untersuchungsjahr nahm die Zahl beobachteter Vögel ab (SCHELLER et al. 2012).
- Eine Untersuchung zum Rastverhalten im WP Woltersdorf (UM) ergab Annäherung von Nahrung suchenden Kranichtrupps <100 Individuen auf 170 bis 970 m, während Trupps >100 Ind. Abstände von 975 m nicht unterschritten (SCHELLER 2014).
- Metaanalyse durch HÖTKER et al. (2005): 5 Studien, bei denen Barrierewirkung für fliegende Kraniche festgestellt wurde, gegenüber keiner ohne eine solche.

Aktionsraum:

- Nahrungsflüge meist in einem Radius von 20 km, teils auch 30 km um den Schlafplatz (PRANGE 1989, NOWALD et al. 2010).
- Schutzbereiche um Schlafplätze dienen dem Schutz des Fortbestandes der Schlafplatzfunktion sowie einem Mindestschutz der Rastplatzfunktion durch Einbeziehung der innerhalb des Schutzbereiches liegenden Nahrungsflächen (im Einklang mit BNatSchG § 44 (1) Nr. 2 und 3).

Abstandsregelungen:

TAK BB

Schutzbereich 2 km um Schlafplätze ab
regelmäßig 500 Ind. und 10 km um
Schlafplätze ab regelmäßig 10.000 Ind.

neu nach AGW-Erlass (BB) 2023:

Nahbereich: -

Zentraler Prüfbereich: 2.000 m ab regelm.
3.300 Ind., 10.000 m ab regelm. 20.000
Ind. (jeweils Karte gemäß Anlage 1.5)

Erweiterter Prüfbereich: -

[BNatSchG \(2022\): keine Regelungen](#)

LAG VSW (2007, 2014)

Ausschlussbereich 3 km um Schlafplätze
entsprechend 1%-Kriterium (=3.500)
sowie 10-fache Kipphöhe bzw. mind. 1,2
km zu Nahrungsflächen ab landesweiter
Bedeutung, Hauptflugkorridore
zwischen Schlaf- und Nahrungsplätzen
freihalten

Prüfbereich 6 km um o. g. Schlafplätze

Quellen:

- BLOCK, P. (2005): Kranichzug über dem Landkreis Uelzen von 1967 bis 1999, im Vergleich mit 2003 und 2004 und in Bezug auf Windkraftanlagen. Naturkundliche Beiträge Landkreis Uelzen 1: 91-100.
- BRAUNEIS, W. (1999): Der Einfluß von Windkraftanlagen auf die Avifauna am Beispiel der "Solzer Höhe" bei Bebra-Solz im Landkreis Hersfeld-Rotenburg. Untersuchung im Auftrag des BUND Hessen, 93. S.
- GRÜNKORN, T. (2015): PROGRESS: Walk the line - results of search for fatalities in 55 wind farm seasons. PROGRESS final workshop, 09.03.2015, Berlin.
- GRÜNKORN, T., J. BLEW, T. COPPACK, O. KRÜGER, G. NEHLS, A. POTIEK, M. REICHENBACH, J. VON RÖNN, H. TIMMERMANN & S. WEITEKAMP (2016): Ermittlung der Kollisionsraten von (Greif)Vögeln und Schaffung planungsbezogener Grundlagen für die Prognose und Bewertung des Kollisionsrisikos durch Windenergieanlagen (PROGRESS). Schlussbericht zum durch das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) im Rahmen des 6. Energieforschungsprogrammes der Bundesregierung geförderten Verbundvorhaben PROGRESS, FKZ 0325300A-D.
- GÜPNER, F., V. DIERSCHKE, M. HAUSWIRTH, N. MARKONES & J. WAHL (2020): Schwellenwerte zur Anwendung des internationalen 1%-Kriteriums für wandernde Wasservogelarten in Deutschland – Stand 2020 mit Hinweisen zur Anwendung bei Seevögeln. Vogelwelt 140: 61-81.
- HÖTKER, H., K.-M. THOMSEN & H. KÖSTER (2005): Auswirkungen regenerativer Energiegewinnung auf die biologische Vielfalt am Beispiel der Vögel und der Fledermäuse. BfN-Skripten 142, 83 S.
- KRAFT, M. (1999): Massenhafte Landungen nachts ziehender Kraniche im November 1998 in Hessen und Nordrhein-Westfalen. Vogelwelt 120: 349-351.

- MEIER-PEITHMANN, W. (2014): Wie Kraniche *Grus grus* auf Nahrungsflügen einen Windpark passieren. Vogelkd. Ber. Nieders. 44: 45-55.
- MÖCKEL, R. & T. WIESNER (2007): Zur Wirkung von Windkraftanlagen auf Brut- und Gastvögel in der Niederlausitz (Land Brandenburg). Arbeitsgemeinschaft Berlin-Brandenburgischer Ornithologen Band 15, Sonderheft:1-136.
- MÜLLER, S. (2003): Avifaunistisches Gutachten zum Windpark Neurüdnitz und Altwustrow.
- NOWALD, G., N. DONNER & M. MODROW (2010): Die Entwicklung der Rast von Kranichen *Grus grus* und der Einfluss der Landwirtschaft in der Rügen-Bock-Region im Nordosten Deutschlands. Vogelwelt 127: 123-127.
- PRANGE, H. (1989): Der Graue Kranich. Neue Brehm-Bücherei 229. Wittenberg.
- RYDELL, J., R. OTTVALL, S. PETTERSSON & M. GREEN (2017): The effects of wind power on birds and bats – an updated synthesis report 2017. Vindval Report 6791, 128 S.
- SCHARON, J. (2008): Auswirkungen des Windparks Dahme/Mark (Kreis Teltow-Fläming) auf die Avifauna. Gutachten, 42 S.
- SCHELLER, W. (2014): Rastvogelkartierung 2013/2014. 2 WEA Windpark Woltersdorf. Unveröff. Stellungnahme SALIX-Büro für Umwelt- und Landschaftsplanung, Teterow im Auftrag ENERTRAG AG, Schenkenberg, 21 S.
- SCHELLER, W., R. SCHWARZ & A. GÜTTNER (2012): Windeignungsgebiet Brüssow. Vorher-Nachher-Untersuchungen zur Beeinträchtigung von Brut- und Rastvögeln durch Windenergieanlagen. Teil I: Brutvögel. Endbericht. Unveröff. Unters. Salix-Büro für Umwelt- und Landschaftsplanung im Auftr. Enertrag AG, 27 S.
- STEINBORN, H. & M. REICHENBACH (2011): Kranichzug und Windenergie – Zugplanbeobachtungen im Landkreis Uelzen. Naturkundliche Beiträge Landkreis Uelzen 3: 113-127.
- STOEFER, M. (2006): Ergebnisse der Vogelerfassung im Gebiet der geplanten Windparks Buckow Nord / Klein Rietz und Buckow Süd, Frühjahr 2002 bis Frühjahr 2006. 26 unveröff. Berichte.
- THERKILDSEN, O. R. & M. ELMEROS (2015): First year post-construction monitoring of bats and birds at wind turbine test centre Østerild. Scientific Report Danish Centre for Environment and Energy 133, 130 S.
- THIEß, R., J. MÖLLER & J. WEIGEL (2002): Windkraftanlage Lagunen Lichterfelde. Ornithologische Begleituntersuchung. Endbericht Februar 2003. Unveröff. Gutachten des NABU Eberswalde im Auftr. Repower System AG Trampe: 12 S.
- THIEß, R., N. RIEDIGER & M. GÖTTSCHE (2003): Untersuchung und Bewertung der Avifauna im Windpark Lichterfelde. Zwischenbericht für das Jahr 2003. Unveröff. Gutachten des NABU Eberswalde im Auftr. Repower System AG Trampe: 18 S.
- WAHL, J. & T. HEINICKE (2013): Aktualisierung der Schwellenwerte zur Anwendung des internationalen 1 %-Kriteriums für wandernde Wasservogelarten in Deutschland. Ber. Vogelschutz 49/50: 85-97.

2.2. Nordische Gänse (*Anser spec.*, *Branta spec.*)

Schutzstatus / Gefährdung / Bestandssituation in Brandenburg:

- Schutzstatus: Zugvogelarten gemäß Art. 4(2) Vogelschutzrichtlinie; jagdbares Wild gem. § 2 BJagdG
- RL D Gastvögel: Zwerggans 1, Waldsaatgans, Kurzschnabelgans 2, Ringelgans V
- Gefährdung: die Wald-Saatgans wird mittlerweile als global gefährdet („vulnerable“) eingeschätzt. Eine Aufnahme in die Rote Liste der IUCN wird z. Z. vorbereitet.
- Während des Herbstzuges halten sich über 75 % der westpaläarktischen Tundra-Saatgänse in D auf mit Schwerpunkt Ost-D (KRUCKENBERG et al. 2011). Die D betreffende Ostsee-Nordsee-Population der Tundrasaatgans wird auf etwa 500.000-550.000 Vögel eingeschätzt (FOX et al. 2010), wovon sich in BB zeitweise bis zu 200.000 Ind. aufhalten (HEINICKE & MÜLLER 2018).
- Von den Wald-Saatgänsen überwintern bis zu 70 % der Weltpopulation in D, vor allem in MV und NE-BB (KRUCKENBERG et al. 2011). Der Rastbestand im Odertal umfasste Mitte der 2000er Jahre bis zu 6.000, im Winter 2010/11 nur noch knapp 3.000 Vögel. Die Wald-Saatgans wird teils als eigene Art betrachtet und ist innerhalb der letzten 10 Jahre im Bestand um knapp 50 % zurückgegangen. Die Abschätzung des Weltbestandes lag im Januar 2011 nur noch bei ca. 40.000 Vögeln. In D sind gegenwärtig die Insel Rügen und das Untere Odertal die wichtigsten verbliebenen Kerngebiete. Nach HEINICKE & MÜLLER (2018) setzte sich in BB eine stark rückläufige Tendenz mit Konzentration auf nur noch ein regelmäßiges Rastgebiet mit 1.500-2.000 Waldsaatgänsen fort.
- Bei der Blässgans halten sich zeitweise ca. 30-40 % der auf 1,2 Mio. geschätzten westeuropäischen Winterpopulation (siehe Fox et al. 20010) gleichzeitig in D auf, v. a. im Herbst und Winter (KRUCKENBERG et al. 2011), wobei BB ein wichtiges Durchzugs- und Rastgebiet im Herbst und Frühjahr darstellt. Da der Großteil der westeuropäischen Population in den Niederlanden sowie angrenzend in Belgien und NW-D überwintert, nutzen praktisch alle diese Gänse im Herbst und Frühjahr Ostdeutschland als Zwischenrastgebiet, wobei hier BB mit gleichzeitig mind. 150.000-200.000 Ind. eine zentrale Rolle zukommt. In BB allerdings abnehmende Bestände auf nur noch 65.000 Ind. (HEINICKE & MÜLLER 2018).
- Neben nordischen Gänsen rasten Graugänse in großen Anzahlen in BB, wobei hier im Herbst mit mind. 30.000-40.000 etwa ein Drittel der gesamtdeutschen Population und ca. 5 % der NW-Europäischen Population von aktuell ca. 610.000 Vögel (FOX et a. 2010) rasten.
- Als regelmäßiger Rastvogel hat sich die Weißwangengans in BB etabliert. Ihr Bestand wuchs auf bis zu 9.000 Ind. an (HEINICKE & MÜLLER 2018).
- In Brandenburg gibt es erhebliche Schwankungen der Gesamtzahl rastender Gänse während des letzten Jahrzehnts, aber auch Unterschiede in der Phänologie zwischen den Jahren. So nehmen die Oktobermaxima tendenziell zu, während die Novembermaxima einen stabilen Trend aufweisen.

Gefährdung durch WEA:

- Fundkartei:
 - Für D sind 20 Graugänse, 7 Saatgänse, 5 Blässgänse, 4 Saat- oder Blässgänse, 8 Weißwangengänse (6 unter einer WEA auf Fehmarn) sowie 2 Nilgänse dokumentiert.
 - Aus anderen Ländern Europas kommen 16 Graugänse, 2 Nilgänse und je 1 Bläss-, Kanada-, Kurzschnabel-, Magellan-, Ringel-, Saat- und Weißwangengans sowie 10 nicht näher bestimmte Gänse hinzu.
 - Fundmeldungen der Graugans: 7 x während Heimzug/beginnender Brutzeit (März/April), 5 x im Sommer, 1 x während Herbstzug (September – November), 2 x im Winter
 - Fundmeldungen nordischer Gänse: 10 x während Herbstzug, 6 x im Winter, 5 x während Heimzug

- Kollisionsgefährdung unter den bisherigen Ausschlusskriterien sehr gering.
- Anhand der Flugdaten von 73 Kurzschnabelgänsen mit GPS-GSM-Sendern wurden im UK die Kollisionsrisiken für die Summe aller WEA (On- und Offshore) kalkuliert. Bei einer Meidungsrate von 99,8 % würden 99 ± 10 Gänse pro Jahr sterben, was 0,02 % der Winterpopulation ausmacht. Bei einer Meidungsrate von 95 % läge die Zahl bei 2.363 ± 63 Gänsen, also bei 0,5 % der Population (WOOD et al. 2020).
- In einer dänischen Studie flogen 27,5 % der Waldsaatgans-Individuen bzw. 40,3 % der Trupps in Rotorhöhe; bei der Graugans waren es 64,5 % bzw. 73,2 % (THERKILDSEN & ELMEROS 2015).
- WPs mit größeren Abständen der WEA zueinander werden von kleineren Gänse-Trupps bei Gewöhnung durchflogen. Trupps von >500 Vögeln wurden bislang nicht beim Durchfliegen von WPs beobachtet, sondern zeigen ein Meideverhalten durch Umfliegen.
- Im Projekt PROGRESS wurde bei den häufigsten Gänsearten etwa die Hälfte der Flugaktivitäten in Rotorhöhe erfasst. 44 % der Gänse im Bereich der beobachteten WPs flogen außerhalb der WPs. Der Anteil von Gefahrensituationen bei beobachteten Flügen reichte von 0 % (Kurzschnabelgans) bis 6 % (Graugans) (GRÜNKORN et al. 2016).
- Radarmessungen im Landkreis Aurich zwischen Januar und Mai 2015 ergaben, dass 75 % der Gänse (vor allem Bläss-, Grau- und Weißwangengans) unter 240 m Höhe flogen. Graugänse flogen am niedrigsten (75 % unter 110 m), Blässgänse höher (75 % unter 150 m) und Weißwangengänse (wohl durch Zugbewegungen beeinflusst) am höchsten (ohne Zahlenangabe) (HILGERLOH 2019).
- Eine spätere Publikation dazu (HILGERLOH 2022) zeigte mittlere Flughöhen (Median) von 18 bis 163 m (Kanadagans 18 m, Graugans 56 m, Blässgans 85 m, Weißwangengans 163 m). 75 % der Graugänse flogen unter 101 m, der Blässgänse unter 144 m und der Weißwangengänse unter 231 m. Die mittleren 50 % dieser drei Arten flogen zwischen 31 m und 231 m Höhe. Die zunehmenden Rotordurchmesser werden als kritisch angesehen.
- Bei größeren Trupps können durch die versetzte Anordnung der fliegenden Vögel die am Ende fliegenden Gänse sehr nah an die Rotorblätter geraten. HONIG (2008, briefl.) beschrieb zwei Beobachtungen (22. und 31.10.2008) aus dem WP Meyenburg (OPR), bei dem jeweils ein Teil des ca. 100 Ind. starken und „in mittlerer Höhe der Räder“ fliegenden Gänsekeils durcheinandergewirbelt wurde, wobei sich einige der Gänse „um die eigene Achse drehten, Federn verloren und absackten“, während „die übrigen Gänse ihren Flug in der Formation korrigieren konnten und weiterflogen“. Ein ähnlicher Fall wurde durch PETERSSON (2005) bei ziehenden Eiderenten beschreiben, von denen im Offshore-Windpark Yttre Stengrund eine am Ende des Keils fliegende Ente von einem Rotorblatt aus dem Flugverband geschlagen wurde.
- Zugbeobachtungen in Schweden zeigten weitgehende Meidung der Nähe von WEA (UMEÅ ENERGIE 2012 in RYDELL et al. 2017).

Lebensraumentwertung:

- Metaanalyse durch HÖTKER et al. (2005): Mittelwert aus 13 Studien zu Minimalabständen von Gänsen (verschiedene Arten) zu WEA: 373 m (Median: 300 m, SD: 226 m)
- Metaanalyse durch HÖTKER et al. (2005): 7 Studien zu Gänsen, bei denen Barrierewirkung festgestellt wurde gegenüber keiner ohne eine solche.
- Für die Blässgans außerhalb der Brutsaison nennt HÖTKER (2017) 5 Studien mit Meidung gegenüber 2, die für Attraktivwirkung von WEA sprechen. Insgesamt liegt das Verhältnis bei Gänsen bei 18:2 bzw. 6:0 bei ausschließlich Studien mit BACI oder gradient impact Design. Im Mittel hielten Gänse außerhalb der Brutzeit 347 m Abstand zu WEA (Median 300 m, 15 Studien).
- RYDELL et al. (2012) nennen in einer anderen Metaanalyse für Gänse (ohne Artangabe) eine mittlere Stördistanz von 373 m (bei 13 Studien in und außerhalb der Brutsaison).

- Weißwangengänse in der Westermarsch hielten fast vollständig 350 m Abstand zu relativ kleinen WEA; bis 600 m lag die Dichte deutlich unterhalb der Gesamtdichte. Blessgänse mieden im selben Gebiet Entfernungen bis 450 m zu WEA fast vollständig; bis 1.050 m lag die Gänsedichte nahe, jedoch unterhalb der Gesamtdichte und erst >1.050 m war ein starker Anstieg der Gänsedichte zu verzeichnen. Graugänse ließen Grünland in Entfernungen bis 400 m weitestgehend ungenutzt und erreichten erst eine Gesamtdichte außerhalb 600 m (KOWALLIK 2002). Für das Gänse-Rastgebiet Westermarsch ergab sich daraus eine Kapazität, die gegenüber der ohne WEA möglichen um 41 % vermindert ist (KOWALLIK & BORBACH-JAENE 2001).
- In der Krummhörn (NI) ließ sich für Gänse (5 Arten) eine Meidung bzw. deutlich reduzierte Flächenutzung bis zu einer Entfernung von 300-400 m von WEA nachweisen (HANDKE et al. 2004).
- Im Rheiderland (NI) wurde in einem vormals häufig durch rastende Gänse genutzten Gebiet nach Errichtung eines WP ein Radius von 400 m um diesen vollständig gemieden und zwischen 400 und 600 m zu ca. 50 %. Insgesamt wurden 344 ha Nahrungsfläche entwertet (KRUCKENBERG & JAENE 1999). Ergänzend schreiben KRUCKENBERG & BORBACH-JAENE (2001), dass in einem Winter mit hohen Gänsezahlen keine stärkere Annäherung stattfand als im Vergleichsjahr. Als Zeichen limitierter Habituation konzentrierten sich die zusätzlichen Gänsetage auf die ungestörten Flächen.
- Im Wybelsumer Polder (NI) konnten nach Errichtung eines Windparks mit 42 WEA nicht mehr die maximalen Tageshöchstbestände der Graugans auf den untersuchten Ackerflächen im 500-m-Radius registriert werden, die zuvor registriert wurden (BRANDT et al. 2005). Bei der Blessgans wurden im Rahmen derselben Studie einmal wesentlich höhere und dreimal deutlich niedrigere Tageshöchstzahlen ermittelt. Allerdings lässt die Publikation keine Vergleichbarkeit mit Ergebnissen anderer Studien zu, da Angaben über Rastaufenthalt, Gesamt- und durchschnittliche Zahlen der Rastvögel, mittlere Entfernungen zu WEA und Verteilung der beobachteten Trupps nicht gemacht werden.
- Graugänse näherten sich WEA bis 250 m, Saat- und Blässgänse hielten Mindestabstände von 500 m ein (MÖCKEL & WIESNER 2007).
- In den Niederlanden lag der gemittelte Abstand, den Tundra-Saatgänse zu WEA hielten, bei 465 m, der minimale Abstand bei 161 m (FIJN et al. 2007).
- BIOCONSULT & ARSU (2010) stellten Verdrängungseffekte bis mind. 200 m fest.
- Ein sechsjähriges Monitoring von M. STOEFER (2002 – 2006) in den Windparks Buckow-Nord und Buckow-Süd (LOS) ergab eine Meidung beider Windparks. Große Trupps hielten Abstände von mindestens 400 m ein (14 Einzelbeobachtungen), in nur einem Fall näherten sich einige Gänse eines großen Rastverbandes bis auf 200 m der nächstgelegenen WEA.
- LARSEN, J. K. & J. MADSEN (2000) kalkulierten den Habitatverlust in Dänemark überwinternder Kurzschnabelgänse durch einen WP mit 13 % der ohne WEA verfügbaren Fläche. Der Flächenverlust pro WEA war größer in großen WEA-Clustern als in kleinen oder bei linearer Anordnung, weil erstere vor allem in weithin offene (gänsetaugliche) Landschaften gestellt wurden, die übrigen eher in ohnehin fragmentierte Gebiete.
- Eine mit einem WP überbaute Fläche im Kreis TF (BB) wurde anschließend nicht mehr von Nordischen Gänsen als Nahrungsfläche genutzt (SCHARON 2008).
- Eine Untersuchung zum Rastverhalten im WP Woltersdorf (UM) ergab Annäherung von <200 Nahrung suchenden Saat- und Blessgänsen bis 475 m an den WP, während Trupps >1.000 Ind. Abstände von 590 m nicht unterschritten (SCHELLER 2014).
- Über indirekte Effekte von WEA (Kulissenwirkung, Störungen etc.) und summarische Wirkungen berichtet KREUZIGER (2008).

Aktionsraum:

- Nahrungsflüge von nordischen Gänsen von bis zu 25 oder 30 km vom Schlafplatz zu ergiebigen Nahrungsquellen sind normal und durch Telemetrie, Ringablesungen und Sichtbeobachtungen belegt (u. a. ARNHOLD 1994). Längere Nahrungsflüge erfolgen v. a. im Herbst und Winter auf der Suche nach geeigneten Stoppelflächen (Mais, Rüben), wobei Tundra-Saatgänse eine besonders starke Tendenz für weite Nahrungsflüge aufweisen. Auf dem Frühjahrszug konzentriert sich das Zug- und Rastgeschehen stärker in den großen Moor- und Flussniederungen mit Überschwemmungsflächen, sodass dann der Aktionsradius oft auf unter 15 km sinkt (T. HEINICKE, unveröff.). Der Aktionsradius von Graugänsen liegt mit 5-10 km um die Schlafplätze meist deutlich niedriger als bei nordischen Gänsen.
- Der Bestand der Waldsaatgans konzentriert sich in BB fast vollständig auf den Bereich des Nationalparks Unteres Odertal, wo die Vögel nächtigen und Nahrungsflächen in den Polderflächen des Nationalparks und angrenzende Nahrungsflächen in Feldgebieten auf deutscher und polnischer Seite nutzen. Ringablesungen zeigen hier eine hohe Rastplatztreue von >50% Rückkehrtrate.
- In der Bergbaufolgelandschaft BB sind für nordische Gänse bis zu 40 km weite Flüge zu Nahrungsflächen belegt (SCHONERT 2002).
- Nordische Gänse und Graugänse sind an vielen Schlafplätzen oft miteinander vergesellschaftet, separieren sich teilweise aber tagsüber auf Nahrungsflächen von anderen Gänsearten.
- Schutzbereiche um Schlafplätze dienen dem Schutz des Fortbestandes der Schlafplatzfunktion sowie einem Mindestschutz der Rastplatzfunktion durch Einbeziehung der innerhalb des Schutzbereiches liegenden Nahrungsflächen (im Einklang mit BNatSchG § 44 (1) Nr. 2 und 3). Die Befürchtung, dass ganze Rastregionen durch WEA für Gänse entwertet werden können, wird durch abnehmende Schlafplatzzahlen in mind. vier Rastregionen in BB genährt (HEINICKE 2010, vergleichbar bei REES 2012). Ausgangspunkt für den Flächenverlust darf dabei nicht der Wert von 2 % Windeignungsfläche sein, denn für die Gänse sind nicht 100 % der Fläche verfügbar. In einer Kalkulation für die Großtrappe mit vergleichbaren Flucht- und Meidedistanzen erwiesen sich in West-Brandenburg <10 % als unzerschnittene und unverbauete Offenlandfläche (SCHWANDNER & LANGGEMACH 2011). Darauf sind die zusätzlichen Flächenverluste zu beziehen.

Abstandsregelungen:

TAK BB

Schutzbereich 5 km Schlafgewässer ab regelmäßig 5.000 Ind.

Restriktionsbereich Hauptflugkorridore zwischen Schlafplatz und Äsungsflächen sowie Äsungsflächen mit regelmäßig mind. 20 % des Rastbestandes oder mind. 5.000 Ind.

LAG VSW (2014)

Ausschlussbereich 1 km um regelmäßig genutzte Schlafplätze entsprechend 1%-Kriterium* sowie 10-fache Kipphöhe bzw. mind. 1,2 km zu Nahrungsflächen ab landesweiter Bedeutung

Hauptflugkorridore zwischen Schlaf- und Nahrungsplätzen freihalten

Prüfbereich 3 km um o. g. Schlafplätze

Reduzierungen erfolgten auch vor dem Hintergrund der geschützten Gebietskulissen lt. Tab. 1 (LAG VSW 2014) sowie des im Zusammenhang zu betrachtenden Verbundes von Schlafplätzen, Äsungsflächen und Verbindungskorridoren.

LAG VSW (2007)

Ausschlussbereich 3 km um Schlafplätze entsprechend 1%-Kriterium (Gattung *Anser* und *Branta**)

Hauptflugkorridore zwischen Schlaf- und Nahrungsplätzen freihalten

Prüfbereich 6 km um o. g. Schlafplätze

*) Tundrasaatgans (*A. serrirostris*) 5.500, Waldsaatgans (*A. fabalis*) 520, Blässgans 12.000, Graugans 9.600, Weißwangengans 12.000, Ringelgans 2.100

neu nach AGW-Erlass (BB) 2023:

Nahbereich: -

Zentraler Prüfbereich: Waldsaatgans 2.000 m um Schlaf- oder Rastgebiet ab regelm. 420 Ind., andere Gänse 2.000 m ab regelm. 5.500 Ind., bzw. 5.000 m ab regelm. 20.000 Ind. (jeweils Karte gemäß Anlage 1.5)

Erweiterter Prüfbereich: -

[BNatSchG \(2022\)](#): keine Regelungen

Quellen:

- [ARNHOLD, U. \(1994\): Zur Ratsplatzökologie rastender und überwinternder Saatgänse \(*Anser fabalis*\) und Bleißgänse \(*Anser albifrons*\) im Gebiet der Unteren Havel. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg Heft 4, 1994, Heft 1, 1995: 55-59.](#)
- [BIOCONSULT & ARSU \(2010\): Zum Einfluss von Windenergieanlagen auf den Vogelzug auf der Insel Fehmarn. Gutachterliche Stellungnahme auf der Basis der Literatur und eigener Untersuchungen im Frühjahr und Herbst 2009. 205 S.](#)
- [BRANDT, U., S. BUTENSCHÖN, E. DENKER & G. RATZBOR \(2005\): Rast am Rotor: Gastvogel-Monitoring im und am Windpark Wybelsumer Polder. UVP-Report 9 \(3+4\): 170-174.](#)
- [FIJN, R. S., K. L. KRIJGSVELD, H. A. M. PRINSEN, W. TIJSEN & S. DIRKSEN \(2007\): Effecten op zwanen en ganzen van het ECN windturbine testpark in de Wieringermeer. Bureau Waardenburg BV, 97 S.](#)
- [FOX, A. D., B. S. EBBINGE, C. MITCHELL, T. HEINICKE, T. AARVAK, K. COLHOUN, P. CLAUSEN, S. DERELIEV, S. FARAGO, K. KOFFIJBERG, H. KRUCKENBERG, M. J. J. E. LOONEN, J. MADSEN, J. MOOIJ, P. MUSIL, L. NILSSON, S. PIEHL & H. VAN DER JEUGD \(2010\): Current estimates of goose population sizes in western Europe, a gap analysis and an assessment of trends. *Ornis svecica* 20: 115-127.](#)
- [GRÜNKORN, T., J. BLEW, T. COPPACK, O. KRÜGER, G. NEHLS, A. POTIEK, M. REICHENBACH, J. VON RÖNN, H. TIMMERMANN & S. WEITEKAMP \(2016\): Ermittlung der Kollisionsraten von \(Greif\)Vögeln und Schaffung planungsbezogener Grundlagen für die Prognose und Bewertung des Kollisionsrisikos durch Windenergieanlagen \(PROGRESS\). Schlussbericht zum durch das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie \(BMWi\) im Rahmen des 6. Energieforschungsprogrammes der Bundesregierung geförderten Verbundvorhaben PROGRESS, FKZ 0325300A-D.](#)
- [GÜPNER, F., V. DIERSCHKE, M. HAUSWIRTH, N. MARKONES & J. WAHL \(2020\): Schwellenwerte zur Anwendung des internationalen 1%-Kriteriums für wandernde Wasservogelarten in Deutschland – Stand 2020 mit Hinweisen zur Anwendung bei Seevögeln. *Vogelwelt* 140: 61-81.](#)
- [HANDKE, K., J. ADENA, P. HANDKE & M. SPRÖTGE \(2004\): Räumliche Verteilung ausgewählter Brut- und Rastvogelarten in Bezug auf vorhandene Windenergieanlagen in einem Bereich der küstennahen Krummhörn \(Groothusen/Ostfriesland\). *Bremer Beitr. Naturk. Naturschutz* 7: 11-46.](#)
- [HEINICKE, T. \(2010\): Fachgutachten zu möglichen Auswirkungen der geplanten Windfarm Groß Beuchow auf die Avifauna, insbesondere auf das Rastgeschehen von Gänsen und Kranichen im Luckauer Becken.](#)
- [HEINICKE, T. & S. MÜLLER \(2018\): Bewertung von Rastvogellebensräumen in Brandenburg. Unveröff. Gutachten im Auftrag LfU Brandenburg, 77 S.](#)
- [HILGERLOH, G. \(2019\): Flughöhen von Gänsen im Winter. *Vogelwarte* 57: 234-235.](#)
- [HILGERLOH, G. \(2022\): Flight altitudes of Arctic and Nordic geese in their wintering area – a radar study. *Goose Bull.* 28: 9-26.](#)
- [HÖTKER, H. \(2017\): Birds: displacement. In: PERROW, M. R. \(Hrsg.\): *Wildlife and Wind Farms, Conflicts and Solutions*. Vol. 1: Onshore: Potential Effects: 118-154.](#)
- [HÖTKER, H., K.-M. THOMSEN & H. KÖSTER \(2005\): Auswirkungen regenerativer Energiegewinnung auf die biologische Vielfalt am Beispiel der Vögel und der Fledermäuse. *BfN-Skripten* 142, 83 S.](#)

- KOWALLIK, C. (2002): Auswirkungen von Windenergieanlagen, Straßen und Gebäuden auf die Raumnutzung von Nonnengänsen und ein Prognose-Verfahren zur Konfliktbewertung. Dipl.-Arbeit, Universität Oldenburg, 110 S.
- KOWALLIK, C. & J. BORBACH-JAENE (2001): Windräder als Vogelscheuchen? Über den Einfluss der Windkraftnutzung in Gänserastgebieten an der nordwestdeutschen Küste. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 33: 97-102.
- KREUZIGER, J. (2008): Kulissenwirkung und Vögel: Methodische Rahmenbedingungen für die Auswirkungsanalyse in der FFH-VP. Planungsgruppe für Natur & Landschaft. Tagungsband der BfN-NABU Vilmer Expertentagung.
- KRUCKENBERG, H. & J. JAENE (1999): Zum Einfluss eines Windparks auf die Verteilung weidender Bläßgänse im Rheiderland (Landkreis Leer, Niedersachsen), Natur & Landschaft 74: 420-427.
- KRUCKENBERG, H. & J. BORBACH-JAENE (2001): Auswirkung eines Windparks auf die Raumnutzung nahrungssuchender Blessgänse - Ergebnisse aus einem Monitoringprojekt mit Hinweisen auf ökoethologischen Forschungsbedarf. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 33: 103-109.
- KRUCKENBERG, H., J. H. MOOIJ, P. SÜDBECK & T. HEINICKE (2011): Die internationale Verantwortung Deutschlands für den Schutz arktischer und nordischer Wildgänse. Naturschutz u. Landschaftsplanung 43: 371-378.
- LARSEN, J. K. & J. MADSEN (2000): Effects of wind turbines and other physical elements on field utilization by pink-footed geese (*Anser brachyrhynchus*): A landscape perspective. Landscape Ecol. 15: 755–764.
- MÖCKEL, R. & T. WIESNER (2007): Zur Wirkung von Windkraftanlagen auf Brut- und Gastvögel in der Niederlausitz (Land Brandenburg). Arbeitsgemeinschaft Berlin-Brandenburgischer Ornithologen Band 15, Sonderheft:1-136
- PETTERSSON, J. (2005): The impact of offshore wind farms on bird life in Southern Kalmar Sound, Sweden. A final report based on studies 1999-2003. Report at the request of the Swedish Energy Agency. 124 p.
- REES, E. C. (2012): Impacts of wind farms in swans and geese: a review. Wildfowl 62: 37-70.
- RYDELL, J., H. ENGSTRÖM, A. HEDENSTRÖM, J. K. LARSEN, J. PETTERSSON & M. GREEN (2012): The effect of wind power on birds and bats. A synthesis. Vindval Report 6511, 150 pp.
- RYDELL, J., R. OTTVALL, S. PETTERSSON & M. GREEN (2017): The effects of wind power on birds and bats – an updated synthesis report 2017. Vindval Report 6791, 128 S.
- SCHARON, J. (2008): Auswirkungen des Windparks Dahme/Mark (Kreis Teltow-Fläming) auf die Avifauna. Gutachten, 42 S.
- SCHELLER, W. (2014): Rastvogelkartierung 2013/2014. 2 WEA Windpark Woltersdorf. Unveröff. Stellungnahme SALIX-Büro für Umwelt- und Landschaftsplanung, Teterow im Auftrag ENERTRAG AG, Schenkenberg, 21 S.
- SCHONERT, P. (2002): Übersicht zur Avifauna am Standort im Umfeld des geplanten Windparks Waltersdorf im Landkreis Teltow-Fläming. Unveröff. Gutachten im Auftrag von Norderland GmbH, 32 S.
- SCHREIBER, M. (1999): Windkraftanlagen als Störungsquelle für Gastvögel am Beispiel von Blessgans (*Anser albifrons*) und Lachmöwe (*Larus ridibundus*). Bremer Beiträge Naturkunde u. Naturschutz 4: 39-47.
- SCHWANDNER, J. & T. LANGGEMACH (2011): Wie viel Lebensraum bleibt der Großtrappe (*Otis tarda*)? Infrastruktur und Lebensraumpotenzial im westlichen Brandenburg. Ber. Vogelschutz 47/48: 193-206.
- STOEFER, M. (2006): Ergebnisse der Vogelerfassung im Gebiet der geplanten Windparks Buckow Nord / Klein Rietz und Buckow Süd, Frühjahr 2002 bis Frühjahr 2006. 26 unveröff. Berichte.

- THERKILDSEN, O. R. & M. ELMEROS (2015): First year post-construction monitoring of bats and birds at wind turbine test centre Østerild. Scientific Report Danish Centre for Environment and Energy 133, 130 S.
- WAHL, J. & T. HEINICKE (2013): Aktualisierung der Schwellenwerte zur Anwendung des internationalen 1 %-Kriteriums für wandernde Wasservogelarten in Deutschland. Ber. Vogelschutz 49/50: 85-97.
- WOOD, K. A., MITCHELL, C., GRIFFIN, L. & HILTON, G. M. (2020). Predicting cumulative wind turbine and power line collision mortality for Pink-footed Geese using an individual-based model. Wildfowl & Wetlands Trust Report, Slimbridge. 179 pp.

2.3. Singschwan (*Cygnus cygnus*) und Zwergschwan (*Cygnus columbianus*)

Schutzstatus / Gefährdung / Bestandssituation in Brandenburg:

- Singschwan: Anh. I EG-VSRL; streng geschützte Art gem. § 7 Abs. 2 Nr. 14c BNatSchG, § 1 Satz 2 i. Verb. m. Anl. 1 Spalte 3 BArtSchV
- Zwergschwan: Anh. I EG-VSRL; besonders geschützte Art gem. § 7 Abs. 2 Nr. 13 bb BNatSchG, § 1 Satz 2 i. Verb. m. Anl. 1 Spalte 3 BArtSchV
- Gefährdung: der Zwergschwan wird in Europa als gefährdet („vulnerable“) eingestuft (Birds in Europe 2), während die Bestände des Singschwans als gesichert gelten.
- Der Bestand der NW- und zentraleuropäischen Winterpopulation des Singschwans wird gegenwärtig auf ca. 90.000 Ind. bei positivem Trend geschätzt. Bis zu 29.000 Ind. überwintern in D (WAHL & DEGEN 2009), davon bis zu 10.000 Vögel in BB. Verbreitungsschwerpunkte sind hier insbesondere die Flussniederungen von Oder, Elbe und Havel sowie die großen Luchgebiete, zunehmend auch Teile der Niederlausitz.
- In der Niederlausitz etablierte sich ein Brutbestand des Singschwans (2019: 34 BP).
- Der Bestand der NW- und zentraleuropäischen Winterpopulation des Zwergschwans wurde Mitte der 2000er Jahre auf ca. 20.500 Vögel eingeschätzt (WAHL & DEGEN 2009) bei negativer Bestandsentwicklung auf derzeit ca. 15.000 Vögel. D besitzt insbesondere als Frühjahrsrastgebiet eine große Bedeutung (WAHL & DEGEN 2009). BB liegt nur am Rand des Durchzugsgebietes, 2011-2015 noch 250 Individuen, seitdem weiterer Rückgang auf max. 100 Individuen; Verbreitungsschwerpunkte in BB sind insbesondere die Flussniederungen von Elbe und Havel.

Gefährdung durch WEA:

- Fundkartei:
 - Für D sind 7 unbestimmte Schwäne und 3 Singschwäne dokumentiert, zusätzlich 2 Höckerschwäne.
 - Aus anderen Ländern Europas kommen hinzu: 8 Höcker-, 7 Singschwäne, 2 Zwergschwäne und 5 unbestimmte Schwäne
 - Fundmeldungen des Zwergschwans: 2 x im Dezember; des Singschwans: 4 x Dezember/Januar, 5 x während Heimzug (Februar/März)
- In einer dänischen Studie flogen 13,6 % der Singschwan-Individuen bzw. 18,3 % der Trupps in Rotorhöhe; beim Zwergschwan waren es 35,8 % bzw. 57,1 % (THERKILDSEN & ELMEROS 2015).
- Kollisionsgefährdung unter den bisherigen Ausschlusskriterien sehr gering. Ähnlich wie bei Kranichen und Gänsen besteht bei Schwänen weniger eine Gefährdung durch Kollision als vielmehr eine Entwertung von Nahrungsflächen durch Meideverhalten gegenüber Windparks.
- Zugbeobachtungen in Schweden zeigten weitgehende Meidung der Nähe von WEA (UMEÅ ENERGIE 2012 in RYDELL et al. 2017).

Lebensraumentwertung:

- Metaanalyse durch HÖTKER et al. (2005): Mittelwert aus 8 Studien zu Minimalabständen von Schwänen (alle 3 Arten) zu WEA: 150 m (Median: 125 m, SD: 139 m).
- Für Schwäne (alle Arten) außerhalb der Brutsaison nennt HÖTKER (2017) 7 Studien mit Meidung gegenüber 2, die für Attraktivwirkung von WEA sprechen (bzw. 3:1 bei ausschließlich Studien mit BACI oder gradient impact Design). Im Mittel hielten Schwäne außerhalb der Brutzeit 150 m Abstand zu WEA (Median 125 m, 8 Studien).
- RYDELL et al. (2012) nennen in einer anderen Metaanalyse für Schwäne (ohne Artangabe) eine mittlere Stördistanz von 150 m (bei 8 Studien in und außerhalb der Brutsaison).

- In den Niederlanden lag der gemittelte Abstand, den überwinternde Zwergschwäne zu WEA hielten, bei 560 m, der minimale Abstand bei 126 m (FIJN et al. 2007). Bei vergleichbarem Nahrungsangebot zeigten die Schwäne zunächst Meidung eines WP mit 9 Anlagen, näherten sich im Laufe der Saison aber den WEA wieder an (Beobachtung und Radar) (FIJN et al. 2012).
- Eine Untersuchung zum Rastverhalten im WP Woltersdorf (UM) ergab Annäherung von Nahrung suchenden Singschwantrupps <100 Individuen auf 250 bis 330 m (min. 70 m), während Trupps >100 Ind. Abstände von 550 m nicht unterschritten (SCHELLER 2014).
- In Japan ergaben systematische Festpunkt-Beobachtungen, dass Nachweise ziehender Schwäne nach WEA-Errichtung drastisch abnahmen; daraus wird auf ein geringes Kollisionsrisiko, aber verlängerte Flugwege geschlossen (MORIGUCHI et al. 2019).

Aktionsraum:

- Schlafplätze in BB sind nur unzureichend bekannt. Teils überlappen sie mit Gänseschlafplätzen, teils sind es separate, manchmal sehr kleine Stand- und Fließgewässer (kleinere Flüsse, breitere Kanäle und Gräben, Abbaugewässer).
- Nahrungsflüge meist in einem Radius von bis zu 5 km, seltener bis 10 km um den Schlafplatz. Als Nahrungsflächen werden Winterraps, teilweise Wintergetreide und seit wenigen Jahren Maisstoppelflächen aufgesucht. Bei Vorhandensein von Überflutungsflächen in Flussniederungen und Luchgebieten werden diese of ganztägig zu aquatischer Nahrungssuche aufgesucht.
- Schutzbereiche um Schlafplätze dienen dem Schutz des Fortbestandes der Schlafplatzfunktion sowie einem Mindestschutz der Rastplatzfunktion durch Einbeziehung der innerhalb des Schutzbereiches liegenden Nahrungsflächen (im Einklang mit BNatSchG § 44 (1) Nr. 2 und 3). Die kartografische Darstellung lässt die Beziehungen zwischen den Schlafplätzen (soweit bekannt) und den Nahrungsflächen erkennen. Gut 90 % der Nachweise von mind. 100 Sing- und/oder Zwergschwänen liegt in den Europäischen Vogelschutzgebieten, was einerseits deren Bedeutung, andererseits die Nachvollziehbarkeit der Abgrenzung verdeutlicht.

Abstandsregelungen:

TAK BB

Schutzbereich 5 km Schlafgewässer ab regelmäßig 100 Ind.
 Restriktionsbereich Hauptflugkorridore zwischen Schlafplatz und Äsungsflächen sowie Äsungsflächen mit regelmäßig mind. 100 Ind.

LAG VSW (2007, 2014)

Ausschlussbereich 3 km um Schlafplätze entsprechend 1%-Kriterium*
 Hauptflugkorridore zwischen Schlaf- und Nahrungsflächen freihalten
 Prüfungsbereich 6 km um o. g. Schlafplätze

LAG VSW (2014)

Ausschlussbereich 1 km um regelmäßig genutzte Schlafplätze entsprechend 1%-Kriterium* sowie 10-fache Kipphöhe bzw. mind. 1,2 km zu Nahrungsflächen ab landesweiter Bedeutung

Hauptflugkorridore zwischen Schlaf- und Nahrungsplätzen freihalten

Prüfungsbereich 3 km um o. g. Schlafplätze

Reduzierungen erfolgten auch vor dem Hintergrund der geschützten Gebietskulissen lt. Tab. 1 (LAG VSW 2014) sowie des im Zusammenhang zu betrachtenden Verbundes von Schlafplätzen, Äsungsflächen und Verbindungskorridoren.

neu nach AGW-Erlass (BB) 2023:

Nahbereich: -

Zentraler Prüfungsbereich: 2.000 m um Schlaf- oder Rastgebiet ab regelm. 350 Ind. (Karte gemäß Anlage 1.5)

Erweiterter Prüfungsbereich: -

BNatSchG (2022): keine Regelungen

*) Höckerschwan 2.000, Singschwan 1.200, Zwergschwan 220

Quellen:

- FIJN, R. S., K. L. KRIJGSVELD, H. A. M. PRINSEN, W. TIJSEN & S. DIRKSEN (2007): Effecten op zwanen en ganzen van het ECN windturbine testpark in de Wieringermeer. Bureau Waardenburg BV, 97 S.
- FIJN, R. C., K. L. KRIJGSVELD, W. TIJSEN, H. A. PRINSEN & S. DIRKSEN (2012): Habitat use, disturbance and collision risks for Bewick. Wildfowl 62: 97–116.
- GÜPNER, F., V. DIERSCHKE, M. HAUSWIRTH, N. MARKONES & J. WAHL (2020): Schwellenwerte zur Anwendung des internationalen 1%-Kriteriums für wandernde Wasservogelarten in Deutschland – Stand 2020 mit Hinweisen zur Anwendung bei Seevögeln. Vogelwelt 140: 61-81.
- HÖTKER, H. (2017): Birds: displacement. In: PERROW, M. R. (Hrsg.): Wildlife and Wind Farms, Conflicts and Solutions. Vol. 1: Onshore: Potential Effects: 118-154.
- HÖTKER, H., K.-M. THOMSEN & H. KÖSTER (2005): Auswirkungen regenerativer Energiegewinnung auf die biologische Vielfalt am Beispiel der Vögel und der Fledermäuse. BfN-Skripten 142, 83 S.
- MÖCKEL, R. & T. WIESNER (2007): Zur Wirkung von Windkraftanlagen auf Brut- und Gastvögel in der Niederlausitz (Land Brandenburg). Arbeitsgemeinschaft Berlin-Brandenburgischer Ornithologen Band 15 – 2007 Sonderheft:1-136.
- MORIGUCHI, S., H. MUKAI, R. KOMACHI & T. SEKIJIMA (2019): Wind Farm Effects on Migratory Flight of Swans and Foraging Distribution at Their Stopover Site. In: BISPO, R., J. BERNARDINO, H. COELHO & J. L. COSTA (Hrsg.): Wind Energy and Wildlife Impacts: 125-134.
- RYDELL, J., H. ENGSTRÖM, A. HEDENSTRÖM, J. K. LARSEN, J. PETTERSSON & M. GREEN (2012): The effect of wind power on birds and bats. A synthesis. Vindval Report 6511, 150 pp.
- RYDELL, J., R. OTTVALL, S. PETTERSSON & M. GREEN (2017): The effects of wind power on birds and bats – an updated synthesis report 2017. Vindval Report 6791, 128 S.
- SCHELLER, W. (2014): Rastvogelkartierung 2013/2014. 2 WEA Windpark Woltersdorf. Unveröff. Stellungnahme SALIX-Büro für Umwelt- und Landschaftsplanung, Teterow im Auftrag ENERTRAG AG, Schenkenberg, 21 S.
- THERKILDSEN, O. R. & M. ELMEROS (2015): First year post-construction monitoring of bats and birds at wind turbine test centre Østerild. Scientific Report Danish Centre for Environment and Energy 133, 130 S.
- WAHL, J. & T. HEINICKE (2013): Aktualisierung der Schwellenwerte zur Anwendung des internationalen 1 %-Kriteriums für wandernde Wasservogelarten in Deutschland. Ber. Vogelschutz 49/50: 85-97.

2.4. Kiebitz (*Vanellus vanellus*) und Goldregenpfeifer (*Pluvialis apricaria*)

Schutzstatus / Gefährdung / Bestandssituation in Brandenburg:

- Anh. I EG-VSRL; streng geschützte Arten nach § 7 Abs. 2 Nr. 14c BNatSchG, § 1 Satz 2 i. Verb. m. Anl. 1 Spalte 3 BArtSchV.
- RL D Gastvögel: Goldregenpfeifer 1, Kiebitz V
- Ca. 30 % der von Nordnorwegen bis Westsibirien brütenden Population der Unterart *altifrons* des Goldregenpfeifers rasten im Herbst in D, wobei die Oktoberzahlen in BB nach zwei Landeszahlungen (2003, 2008) bei ca. 15.000 liegen (RYSILAVY 2009). Danach erfolgte ein starker Rückgang, 2011-2015: 4.900 Ind. (HEINICKE & MÜLLER 2018), aktuell etwa 3.000 Vögel.
- Die erste großräumige Kiebitzerfassung in BB im Oktober 2008 erbrachte ca. 140.000 Individuen (RYSILAVY 2009), eine weitere im Oktober 2014 ca. 120.000 Individuen (HEINICKE & MÜLLER 2018).
- Schwerpunktgebiete rastender Kiebitze und Goldregenpfeifer in BB befinden sich in den Niederungen großer Flüsse (v. a. Elbe, Oder, Havel), in Flusstalmooren (Randow-Welse-Bruch, Uckerniederung), in ausgedehnten Luchgebieten sowie teilweise in Ackergebieten Nordbrandenburgs (v. a. PR, OPR, HVL und UM). Bedeutendstes Binnenlandrastgebiet für den Goldregenpfeifer in BB und Ost-D ist das Randow-Welse-Bruch mit regelmäßig >10.000 rastenden Vögeln. Jeweils etwa 90 % der Nachweise von ≥ 2.000 Kiebitzen und ≥ 200 Goldregenpfeifern liegen in den Europäischen Vogelschutzgebieten, was einerseits deren Bedeutung, andererseits die Nachvollziehbarkeit der Abgrenzung verdeutlicht, wobei es einen hohen Deckungsgrad der Rastgebiete des Goldregenpfeifers mit denen des Kiebitzes gibt.
- Mit einer drastischen Abnahme als Brutvogel (mittelfristig um zwei Drittel) geht auch eine Abnahme der Kiebitzrastbestände einher, die aktuell auf dem Herbstzug wahrscheinlich nur noch 100.000 Vögel umfassen.
- Da für BB bisher nur einzelne Erfassungen der beiden Arten vorliegen, sind keine Tendaussagen möglich. Die drastische Abnahme als Brutvogel in ganz Europa lässt vor allem beim Kiebitz auch abnehmende Durchzugszahlen in BB vermuten.

Gefährdung durch WEA:

- Fundkartei:
 - Für D sind 19 Kiebitze und 25 Goldregenpfeifer dokumentiert
 - Aus anderen Ländern Europas kommen 12 Kiebitze und 22 Goldregenpfeifer hinzu.
 - In 7 WPs in Schleswig-Holstein war der Goldregenpfeifer mit 8 von 43 gefundenen Kollisionsopfern im Herbst 2004 die zweithäufigste gefundene Vogelart (GRÜNKORN et al. 2005, 2009). Eine besondere Kollisionsgefahr des Goldregenpfeifers betrifft wohl die in der Nähe der Windparks rastenden oder Nahrung suchenden Vögel, die sich an die WEA gewöhnen, aber das Risiko nicht einschätzen können.
 - In einer über mehrere Bundesländer angelegten Studie zur Ermittlung der Anzahl während der Zugzeiten an WEA verunglückter Vögel (Frühjahr 2012 bis Frühjahr 2013) nahmen Kiebitze mit 7 Funden Rang 9 und Goldregenpfeifer mit 3 Funden Rang 15 unter 191 gefundenen Kollisionsopfern ein (GRÜNKORN & VON RÖNN 2013).
 - Fundmeldungen des Kiebitzes 2 x während Heimzug, 2 x in Brutzeit, 3 x im Sommer, 3 x während Herbstzug, 1 x im Winter.
 - Fundmeldungen des Goldregenpfeifers: 6 x während Heimzug, 1 x im Sommer, 15 x während Herbstzug.
- In einer dänischen Studie flogen 87,4 % der Goldregenpfeifer-Individuen bzw. 56,3 % der Trupps in Rotorhöhe (THERKILDSSEN & ELMEROS 2015).
- Herbstliche Rasttrupps von Goldregenpfeifern flogen zu 45 % in Rotorhöhe, zu 40 % darüber und 15 % unterhalb. Der Anteil von Gefahrensituationen bei beobachteten Flügen lag bei 8 % (n=248) (Projekt PROGRESS, GRÜNKORN et al. 2016)

Lebensraumentwertung:

- Metaanalyse durch HÖTKER et al. (2005): Beim Kiebitz stehen 29 Studien mit negativen Ergebnissen 12 ohne solche gegenüber; beim Goldregenpfeifer ist die Relation 21:8 (sign.). Mittelwerte aus vielen Studien zu Minimalabständen zu WEA: Kiebitz 260 m (Median: 135 m, n=32), Goldregenpfeifer 175 m (Median: 135 m, n=22). 3 Studien mit Hinweisen auf Gewöhnung gegenüber 2 Studien ohne beim Kiebitz; beim Goldregenpfeifer 3 Studien mit und 1 Studie ohne Gewöhnung. Beim Kiebitz sign. Korrelation zwischen Höhe der WEA und eingehaltenem Abstand; beim Goldregenpfeifer gleiche Tendenz, aber nicht signifikant. Barrierewirkung: Beim Kiebitz 5 Studien, bei denen Barrierewirkung festgestellt wurde gegenüber einer ohne eine solche; beim Goldregenpfeifer Verhältnis 2:1.
- HÖTKER (2017) nennt für die Zeit außerhalb der Brutzeit beim Goldregenpfeifer 23 Studien, die Meidung ergaben, gegenüber 8 Studien, die für Attraktivwirkung von WEA sprachen. Beim Kiebitz liegt das Verhältnis bei 30:13. Bei Studien nach BACI oder gradient impact design ist das Verhältnis ausgewogener: 6:4 beim Goldregenpfeifer und 5:4 beim Kiebitz. Im Mittel hielten Goldregenpfeifer außerhalb der Brutzeit 202 m Abstand (Median 150 m, 24 Studien) und Kiebitze im Mittel 273 m (Median 175 m, 36 Studien). Bei beiden Arten wurde mit zunehmender WEA-Höhe ein signifikant größerer Abstand gehalten.
- Goldregenpfeifer und meist auch Kiebitze wahren Mindestabstände zu WEA von 300 m (MÖCKEL & WIESNER 2007).
- WP Cuxhaven Kiebitztrupps bis 200 Ind. im WP (bis direkt an die WEA), Goldregenpfeifer max. 500 Ind. 50-100 m an 3 WEA, kleinere Gruppen noch dichter (HANDKE et al. 1999).
- Im Gebiet Krummhörn (NI) mieden Goldregenpfeifer WEA in einem Abstand von 100 m vollständig, bis 600 m wurde deutlich verringerte Flächennutzung festgestellt. In einem anderen WP lag der Meidungsbereich bei 200 m und der Bereich verringerter Nutzung bei 300 m. Die Abweichungen von den Erwartungswerten waren signifikant (HANDKE et al. 2004a, b).
- Im Wybelsumer Polder (NI) wurden im Rahmen einer fünfjährigen Studie (1999 bis 2003) an einem Windpark mit 42 WEA maximale Tageshöchstbestände des Goldregenpfeifers im 500-m-Radius ermittelt. Während die Art vor Errichtung des Windparks und auch im 2. Jahr nach Errichtung nicht registriert wurde, wurden im 1., 3. und 4. Jahr nach Errichtung des WPs Tageshöchstzahlen von 3.700, 1.600 und 4.500 Ind. ermittelt, wobei die dichteste Annäherung von Einzelvögeln an WEA ca. 60 m betrug (BRANDT et al. 2005). Die Publikation lässt keine Vergleichbarkeit mit Ergebnissen anderer Studien zu, da Angaben über Rastaufenthalt, Gesamt- und durchschnittliche Zahlen der Rastvögel, mittlere Entfernungen zu WEA und Verteilung der beobachteten Trupps nicht gemacht werden.
- Kiebitze mieden zwei WP in der Krummhörn zwar nicht vollständig, aber bis 200 m bzw. 400 m Distanz zu den WEA wurden die Erwartungswerte sign. unterschritten (HANDKE et al. 2004a).
- Kiebitze und Goldregenpfeifer nutzen Teile des WP Nechlin (UM) mit 14 WEA zur Rast (SCHELLER et al. 2008). Dabei hielten rastende Kiebitze allerdings durchschnittlich Abstände von >500 m (160-520 m) zu WEA ein, während Goldregenpfeifer mit durchschnittlich 340 m (60-2.220 m) geringere Distanzen einhielten.
- Eine Untersuchung zum Rastverhalten im WP Woltersdorf (UM) ergab keine rastenden Goldregenpfeifer und Kiebitze im 1 km Radius um den WP (SCHELLER 2014).
- Eine Vorher-Nachher-Untersuchung im WP Luckow-Petershagen (UM) ergab nach Errichtung von 17 WEA (Vestas V112) 2015-2017 vollständiges Ausbleiben der Kiebitzrast 1 km um den WP (Abstände zwischen den WEA 330-560 m) (SCHELLER et al. 2016, 2017, 2018). Sogar > 1 km entfernt sanken die Tagesmaxima (2013: 2.175 Ex., 2015: 216 Ex., 2016: 0 Ex, 2017: 4 Ex.). Vor Inbetriebnahme (2013) wurden in diesem Areal noch 4.018 Kiebitze gezählt (SCHELLER et al. 2014).

- Goldregenpfeifer waren im selben Gebiet gegenüber den WEA toleranter. Während der Voruntersuchung nutzten sie Rastflächen >500 m entfernt von den späteren WEA-Standorten. Einmalig rasteten G. mittig zwischen 2 äußeren WEA des WPs, 230 m von diesen entfernt. Wurden 2013 im 1 km Radius um den WP ø 21,5 Ind./Tag gezählt, stiegen die Zahlen 2015 auf ø 40,4, 2016 auf ø 68 und 2017 auf ø 82,2 Ind./Tag. Im Gesamt-Untersuchungsgebiet inkl. angelegter Lenkungsflächen sanken die Rastzahlen durch starke Rückgänge >1 km zum WP (2013 1.636 Ind. bzw. ø 148,7 Ind./Tag, 2015 1.359 Ind. bzw. ø 79,9 Ind./Tag, 2016 1.304 Ind. bzw. ø 108,7 Ind./Tag, 2017 804 Ind. bzw. ø 80,4 Ind./Tag). Die Tagesmaxima sanken nach Errichtung des WPs deutlich ab (2013: 1.400, 2015: 358, 2016: 637, 2017: 362 Ex). Wurden im Jahr der Errichtung und Inbetriebnahme (2015) die stärksten Trupps rastender Goldregenpfeifer >1.500 m entfernt registriert, rasteten 2016 die meisten Ex. >500-1.000 m; 2017 wurden sie sogar 0-300 m vom WP beobachtet. Ein Teil der Vögel nutzte 2015 während des Baus des WPs einen Schlafplatz 120-950 m (ø 440) entfernt der nächstgelegenen WEA (SCHELLER et al. 2014, 2016, 2017, 2018).
- In einem anderen WP in Ostfriesland reduzierte sich der anfängliche Meidungsabstand von 500 m (2001/02) auf 300 m (2003) (REICHENBACH 2004). REICHENBACH & STEINBORN (2011) nennen bei rastenden Kiebitzen einen Meidebereich „bis zu 400 m“; der Bereich bis 200 m, in einzelnen Jahren bis 400 m, wurde signifikant gemieden (STEINBORN et al. (2011)).
- Ausbleiben großer Schwärme beider Arten nach gegenüber vor Errichtung von WEA (BREHME 1999).
- Eine mit einem WP überbaute Fläche im Kreis TF (BB) wurde anschließend nicht mehr von Kiebitzen als Nahrungsfläche genutzt (SCHARON 2008).
- Auf Fehmarn mieden Nahrung suchende Goldregenpfeifer den Nahbereich bis 100 m von WEA (BIOCONSULT & ARSU 2010).

Aktionsraum:

- Im Gegensatz zu Gänsen, Schwänen und Kranichen gibt es bei Kiebitzen und Goldregenpfeifern keine klar abgrenzbaren Schlafplätze, sondern Nahrungsflächen auf Feldflächen (Äcker und Grünland) sowie Tagesruheplätze. Letztere können sich in Vorlandgebieten von Flussauen (z. B. Elbe und Oder), in Feuchtgebieten mit ausgedehnten Schlammflächen (z. B. Fischteiche, Klärteiche, Vernässungsgebiete), aber auch in Feldgebieten selbst befinden.
- Die Nahrungssuche erfolgt bei beiden Arten regelmäßig auch nachts, was bei den anderen Rastvogelarten nur gelegentlich bei Gänsen vorkommt.
- Als Nahrungsflächen dienen kurzgrasige Grünlandgebiete, Stoppelflächen (v. a. Getreidestoppel, Rapsstoppel), frisch umgebrochene Äcker, Neuansaat (v. a. Wintergetreide und Raps) sowie Wintergetreideflächen.

Abstandsregelungen:

TAK BB

Schutzbereich 1 km um Rastgebiete ab
regelmäßig 2.000 Kiebitzen oder
200 Goldregenpfeifern

LAG VSW (2014)

10-fache Kipphöhe bzw. mind. 1,2 km zu
Nahrungsflächen ab landesweiter
Bedeutung

BNatSchG (2022): keine Regelungen

Quellen:

- BIOCONSULT & ARSU (2010): Zum Einfluss von Windenergieanlagen auf den Vogelzug auf der Insel Fehmarn. Gutachterliche Stellungnahme auf der Basis der Literatur und eigener Untersuchungen im Frühjahr und Herbst 2009. 205 S.
- BRANDT, U., S. BUTENSCHÖN, E. DENKER & G. RATZBOR (2005): Rast am Rotor: Gastvogel-Monitoring im und am Windpark Wybelsumer Polder. UVP-Report 9 (3+4): 170-174.
- BREHME, S. (1999): Ornithologische Beobachtungen in unmittelbarer Nähe von Windkraftanlagen. Naturschutzarb. Mecklenb.-Vorp. 42: 55-60.

- GRÜNKORN, T., A. DIEDERICHS, B. STAHL, D. POSZIG & G. NEHLS (2005): Entwicklung einer Methode zur Abschätzung des Kollisionsrisikos von Vögeln an Windenergieanlagen. Endber. März 2005. Studie im Auftr. Landesamt für Natur u. Umwelt Schleswig-Holstein: 1-106. http://www.umweltdaten.landsh.de/nuis/upool/gesamt/wea/voegel_wea.pdf
- GRÜNKORN, T., A. DIEDERICHS, D. POSZIG, B. DIEDERICHS & G. NEHLS (2009): Wie viele Vögel kollidieren mit Windenergieanlagen? *Natur und Landschaft* 84: 309-314.
- GRÜNKORN, T., J. VON RÖNN, M. REICHENBACH, S. WELTEKAMP, H. TIMMERMANN, T. COPPACK, M. KILIAN & K. SCHLEICHER (2013): Prognose und Bewertung des Kollisionsrisikos von Vögeln an Windenergieanlagen („PROGRESS“). Posterbeitrag DO-G Regensburg.
- GRÜNKORN, T., J. BLEW, T. COPPACK, O. KRÜGER, G. NEHLS, A. POTIEK, M. REICHENBACH, J. VON RÖNN, H. TIMMERMANN & S. WEITEKAMP (2016): Ermittlung der Kollisionsraten von (Greif)Vögeln und Schaffung planungsbezogener Grundlagen für die Prognose und Bewertung des Kollisionsrisikos durch Windenergieanlagen (PROGRESS). Schlussbericht zum durch das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) im Rahmen des 6. Energieforschungsprogrammes der Bundesregierung geförderten Verbundvorhaben PROGRESS, FKZ 0325300A-D.
- HANDKE, K., P. HANDKE & K. MENKE (1999): Ornithologische Bestandsaufnahmen im Bereich des Windparks Cuxhaven. *Bremer Beiträge Naturkunde u. Naturschutz* 4: 71-80.
- HANDKE, K., J. ADENA, P. HANDKE & M. SPRÖTGE (2004a): Räumliche Verteilung ausgewählter Brut- und Rastvogelarten in Bezug auf vorhandene Windenergieanlagen in einem Bereich der küstennahen Krummhörn (Groothusen/Ostfriesland). *Bremer Beitr. Naturk. Naturschutz* 7: 11-46.
- HANDKE, K., J. ADENA, P. HANDKE & M. SPRÖTGE (2004b): Einfluss von Windenergieanlagen auf die Verteilung ausgewählter Brut- und Rastvogelarten in einem Bereich der Krummhörn (Jennelt/Ostfriesland). *Bremer Beitr. Naturk. Naturschutz* 7: 47-59.
- HEINICKE, T. & S. MÜLLER (2018): Bewertung von Rastvogellebensräumen in Brandenburg. Unveröff. Gutachten im Auftrag LfU Brandenburg, 77 S.
- HÖTKER, H. (2017): Birds: displacement. In: PERROW, M. R. (Hrsg.): *Wildlife and Wind Farms, Conflicts and Solutions*. Vol. 1: Onshore: Potential Effects: 118-154.
- HÖTKER, H., K.-M. THOMSEN & H. KÖSTER (2005): Auswirkungen regenerativer Energiegewinnung auf die biologische Vielfalt am Beispiel der Vögel und der Fledermause. *BfN-Skripten* 142, 83 S.
- MÖCKEL, R. & T. WIESNER (2007): Zur Wirkung von Windkraftanlagen auf Brut- und Gastvögel in der Niederlausitz (Land Brandenburg). *Arbeitsgemeinschaft Berlin-Brandenburgischer Ornithologen Band 15, Sonderheft*:1-136.
- REICHENBACH, M. (2004): Langzeituntersuchungen zu Auswirkungen von Windenergieanlagen auf Vögel des Offenlandes – erste Zwischenergebnisse nach drei Jahren. *Bremer Beitr. Naturk. Naturschutz* 7: 107-135.
- REICHENBACH, M. & H. STEINBORN (2011): Windturbines and meadow birds in Germany – results of a 7 years BACI-study and a literature review. In: MAY, R. & K. BEVANGER (eds.) (2011): *Proceedings Conference on Wind energy and Wildlife impacts*: S. 49, 2-5 May 2011, Trondheim, Norway.
- RYSLAVY, T. (2009): Rastbestand, Verbreitung und Habitatnutzung von Goldregenpfeifer (*Pluvialis apricaria*) und Kiebitz (*Vanellus vanellus*) im Oktober 2008 in Brandenburg. *Otis* 17: 85-96.
- SCHARON, J. (2008): Auswirkungen des Windparks Dahme/Mark (Kreis Teltow-Fläming) auf die Avifauna. Gutachten, 42 S.
- SCHELLER, W. (2014): Rastvogelkartierung 2013/2014. 2 WEA Windpark Woltersdorf. Unveröff. Stellungnahme SALIX-Büro für Umwelt- und Landschaftsplanung, Teterow im Auftrag ENERTRAG AG, Schenkenberg, 21 S.

- SCHELLER, W., R. SCHWARZ & A. GÜTTNER (2014): Vorhabensgebiet Luckow-Petershagen. Rastvogelkartierung 2013/2014. Unveröff. Gutachten im Auftrag ENERTRAG AG, Schenkenberg, 9 S.
- SCHELLER, W., R. SCHWARZ & G. KÖPKE (2016): Windeignungsgebiet Luckow-Petershagen und Maßnahmeflächen. Rastvogelkartierung Herbst 2015. Unveröff. Gutachten im Auftrag ENERTRAG AG, Schenkenberg, 13 S.
- SCHELLER, W., R. SCHWARZ & G. KÖPKE (2017): Windeignungsgebiet Luckow-Petershagen und Lenkungsflächen. Rastvogelkartierung Herbst 2016. Unveröff. Gutachten im Auftrag ENERTRAG AG, Schenkenberg, 11 S.
- SCHELLER, W., R. SCHWARZ & G. KÖPKE (2018): Windeignungsgebiet Luckow-Petershagen und Lenkungsflächen. Rastvogelkartierung Herbst 2017. Unveröff. Gutachten im Auftrag ENERTRAG AG, Schenkenberg, 11 S.
- SCHELLER, W., R. SCHWARZ, F. VÖKLER & G. KÖPCKE (2008): Windfeld Nechlin – Ergebnisse der Rastvogelkartierung 2007/2008. Unveröff. Gutachten im Auftr. Uckerwerk Energietechnik GmbH, Schenkenberg, 11 S.
- STEINBORN, H., M. REICHENBACH & H. TIMMERMANN (2011): Windkraft – Vögel – Lebensräume. Books on Demand GmbH, Norderstedt, 344 S.
- THERKILDSEN, O. R. & M. ELMEROS (2015): First year post-construction monitoring of bats and birds at wind turbine test centre Østerild. Scientific Report Danish Centre for Environment and Energy 133, 130 S.

2.5. Mornellregenpfeifer (*Charadrius morinellus*)

Schutzstatus / Gefährdung / Bestandssituation in Brandenburg:

- Anh. I EG-VSRL; streng geschützte Arten nach § 7 Abs. 2 Nr. 14c BNatSchG, § 1 Satz 2 i. Verb. m. Anl. 1 Spalte 3 BArtSchV.
- RL D Gastvögel 2
- Europaweit zählt der M. zu den seltensten Brutvogelarten mit ca. 11.000 bis 42.000 Paaren (TUCKER & HEATH 1994).
- Am Randecker Maar ist der M. als Durchzügler allerdings der häufigste der drei großen Regenpfeifer mit Trupps bis zu 25 Ind. (zwischen August und den ersten Tagen des Oktobers) (GATTER 2011).
- Abseits des von BAUER et al. (2005) dargestellten Durchzugskorridors vor allem über die nordwestliche Hälfte Deutschlands sind nur sehr wenige regelmäßig genutzte Rastgebiete bekannt, u. a. in Unterfranken (JAHN & HEISER 2010). In BB nur in einem Rastgebiet in der Niederlausitz regelmäßiger Rastvogel (max. 18 Ind.), insgesamt jedoch sehr selten bei einem Max. von mind. 40 Vögeln zusammen (August 2004).

Gefährdung durch WEA:

- Fundkartei:
 - International ist bisher 1 Mornellregenpfeifer in D dokumentiert (Projekt PROGRESS, GRÜNKORN et al. 2016).

Lebensraumentwertung:

- Bruthabitate des M. sind weitgehend offene Landschaften ohne vertikale Strukturen in Tundrenbereichen oder in Höhenlagen jenseits der Baumgrenze; wesentlich ist eine niedere, schütterere Vegetationsdecke und dass das Brutgelände weiträumig eben oder nur flach geneigt ist (u. a. WIERSMA 1996, GLUTZ et al. 1999). Vergleichbar offene Landschaften werden auch in den Rastgebieten in Deutschland bevorzugt, nach DIETZEN et al. (2008), FOLZ (2008) sowie JAHN & HEISER (2010) vorzugsweise gegrubberte Äcker und vergleichbare Strukturen, im Frühling auch frisch eingedrillte Flächen (ähnliche Beschreibungen auch bei POTT et al. 2008/09 und BRAUNBERGER 2018, MEINKEN 2021). Dementsprechend zielen Maßnahmenvorschläge vor allem auf die Erhaltung weithin offener Landschaften in den bekannten Rastgebieten ab (MÜLLER et al. 2014, MEINKEN et al. 2024).
- In RP werden Kuppen oder Plateaus mit WEA vollständig oder zumindest sehr weiträumig als Rastfläche gemieden. Seit Errichtung einer WEA auf dem Kulm bei Kaifenheim (MYK) wurden dort keine M. mehr beobachtet, obwohl in den Jahren zuvor sogar größere Trupps dort rasteten (DIETZEN et al. 2008).
- Ähnliche Befunde gibt es aus dem Saarland, wobei Meidedistanzen von mind. 480 m festgestellt wurden (BRAUNBERGER 2018).
- Die großen und regelmäßig besetzten Rastplätze in Mittel-/Ostwestfalen sind weiträumig (>800 m) frei von WPs (H. ILLNER, schriftl. Mitt.).
- Auch JAHN & HEISER (2010) betonen die Meidung von Vertikalstrukturen inkl. WEA. Nach POTT et al. (2008/09) entwertet schon die Anlage von Feldhecken die Rastplätze. Auch MEINKEN (2021) fand gegenüber Gehölzen und Gebäuden, aber auch Maisflächen Abstände, die deutlich höher waren als bei Zufallspunkten in der Landschaft (sign. nur für Gebäude). In drei Gebieten mit WEA wurde nur ein rastender Mornell beobachtet, wobei der Abstand zur nächsten WEA 1.638 m betrug.
- Im Vogelschutz-Maßnahmenplan für das EU-SPA „Hellwegbörde“ ist der M. aus den genannten Gründen als windenergiesensible Art eingestuft (VERBÜCHELN et al. 2015).
- GRUNWALD (2022) untersuchte in Rheinland-Pfalz erstmals systematisch das Meidungsverhalten. Bei 29 rastenden Trupps und Einzelvögeln (insgesamt 203 Ind.) betrug die eingehaltenen Abstände zwischen 370 und 1.300 m (Median 710 m). Signifikante Meidung erfolgte in einer Größenordnung von etwa der doppelten WEA-Höhe. Es gab keinen signifikanten Unterschied zwischen sich drehenden und stehenden Rotoren, was die generelle Meidung vertikaler Strukturen bestätigt.

Aktionsraum:

- Im Gegensatz zu Gänsen, Schwänen und Kranichen gibt es bei Mornellregenpfeifern keine klar abgrenzbaren Schlafplätze, sondern Nahrungsflächen auf Feldflächen (Äcker und Grünland) sowie Tagesruheplätze.
- Die Größe der beschriebenen Rastgebiete ist unterschiedlich, sie sagt jedoch nichts über die Größe des Aktionsraumes der Individuen aus.
- Ob in Mitteleuropa tatsächlich nur relativ wenige und möglicherweise traditionelle Rastplätze regelmäßig angefliegen werden, scheint weiterer Klärung zu bedürfen (z. B. POTT et al. 2008/09). Zumindest kann von regionalen Rastplatztraditionen ausgegangen werden.

Bemerkungen:

- Der M. ist in Mitteleuropa ein regelmäßiger Durchzügler, der aber wohl oft übersehen wird, da sein Lebensraum (s. oben) kaum von Ornithologen aufgesucht wird. Das erforderliche Suchschema beschreiben u. a. DIETZEN et al. (2008) und JAHN & HEISER (2010). Systematische Nachsuchen erbrachten dann in einer Reihe von Fällen über die Jahre regelmäßig genutzte Rastgebiete, in denen bis zu über hundert Individuen gleichzeitig rasten.
- In Mitteleuropa erscheinen M. auf dem Zug in sehr engen Zeitfenstern, wobei die meisten Individuen während des Herbstzuges im Zeitraum 15. August bis 15. September beobachtet werden (u. a. DIETZEN et al. 2008, FOLZ 2008, NICKLAUS 2014). Spätere Daten aus SH bis in den Oktober (BUSCHE 2007) können auf den Durchzug unterschiedlicher Populationen hindeuten, ändern jedoch kaum das grundsätzliche phänologische Bild für Deutschland (STÜBING et al. 2013). Der Frühjahrszug findet fast ausschließlich im Mai statt, und die Verweildauer ist hier in der Regel noch kürzer als auf dem Herbstzug (u. a. DIETZEN et al. 2008 und JAHN & HEISER 2010).
- Wohl keine andere Vogelart in unserem Raum nutzt ein derart kleines Zugfenster und so spezielle Rasthabitats wie der Mornellregenpfeifer. Dies erklärt, dass die Rastvorkommen vielerorts über Jahrzehnte übersehen wurden und erst durch die intensive Suche der letzten Jahre erfasst werden konnten. Die Ergebnisse systematischer Untersuchungen lassen vermuten, dass die Gesamtzahl zumindest kurzzeitig rastender Mornellregenpfeifer in Deutschland bei einigen Tausend Vögeln liegt (STÜBING et al. 2013).

Abstandsregelungen:

TAK BB / AGW-Erlass

keine Regelungen

[BNatSchG \(2022\): keine Regelungen](#)

LAG VSW (2014)

10-fache Kipphöhe bzw. mind. 1,2 km

Quellen:

- BAUER, H.-G., E. BEZZEL & K. FIEDLER (2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Alles über Biologie, Gefährdung und Schutz. Band 1. 808 S. Wiebelsheim.
- BRAUNBERGER, C. (2018): Auftreten des Mornellregenpfeifers (*Charadrius morinellus* L., 1758) im saarländischen Saarmoselgau zwischen 1998 und 2018 (Bestände, Gefährdungen, Schutzmaßnahmen). Abh. DELATTINIA 44: 25 – 36.
- BUSCHE, G. (2007): Zum Vorkommen des Mornellregenpfeifers *Charadrius morinellus* in Schleswig-Holstein und Deutschland 1960-2000 während der Wanderungen zwischen Brut- und Überwinterungsgebieten. Corax 20: 263-270.
- DIETZEN, C. H.-G. FOLZ, M. JÖNCK & E. LIPPOK (2008): Der Mornellregenpfeifer (*Charadrius morinellus*) in Rheinland-Pfalz. Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz, Beiheft 39: 245-266.
- FOLZ, H.-G. (2008): Kurzbericht zur Bedeutung rheinhessischer Ackerplateaus – Mornellregenpfeifer (*Charadrius morinellus*) im Landkreis Mainz-Bingen. Fauna Flora Rheinland-Pfalz 11: 333-340.
- GATTER, W. (2011): Der Tagzug des Mornellregenpfeifers *Charadrius morinellus* über dem Randecker Maar/Schwäbische Alb. Limicola 25: 249-267.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N., K. M. BAUER & E. BEZZEL (1999): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 6, Teil 1, 3. Aufl. Aula-Verlag. Wiesbaden.

- GRÜNKORN, T., J. BLEW, T. COPPACK, O. KRÜGER, G. NEHLS, A. POTIEK, M. REICHENBACH, J. VON RÖNN, H. TIMMERMANN & S. WEITEKAMP (2016): Ermittlung der Kollisionsraten von (Greif)Vögeln und Schaffung planungsbezogener Grundlagen für die Prognose und Bewertung des Kollisionsrisikos durch Windenergieanlagen (PROGRESS). Schlussbericht zum durch das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) im Rahmen des 6. Energieforschungsprogrammes der Bundesregierung geförderten Verbundvorhaben PROGRESS, FKZ 0325300A-D.
- GRUNWALD, T. (2022): Abstandsverhalten rastender Mornellregenpfeifer *Charadrius morinellus* an Windenergieanlagen. Vogelwarte 60: 127-135.
- JAHN & HEISER (2010): Durchzug des Mornellregenpfeifers (*Charadrius morinellus*) in Unterfranken 1999-2009. Otus 2: 32–48.
- MEINKEN, M. (2021): Rastvorkommen und Habitatwahl des Mornellregenpfeifers (*Charadrius morinellus*) im Vogelschutzgebiet Hellwegbörde im Jahr 2020. Bc.-Arbeit, Uni Münster, 47 S.
- MEINKEN, M., W. HEIM & R. JOEST (2024): Rastvorkommen und Habitatwahl des Mornellregenpfeifers *Charadrius morinellus* im Vogelschutzgebiet Hellwegbörde im Jahr 2020. *Charadrius* 60: 31-38.
- MÜLLER, A., R. JOEST, W. POTT (2014): Vorkommen des Mornellregenpfeifers im Europäischen Vogelschutzgebiet Hellwegbörde. Kartierungen 2013, Abgrenzung von Rastplätzen und Maßnahmenvorschläge. 17 S.
- NICKLAUS, G. (2014): Mornellregenpfeifer *Charadrius morinellus* auf der Wattweiler-Webenheimer Höhe. Herbstzugs-Beobachtungen 1998 bis 2012. Lanius 35: 16–27.
- POTT, W., R. JOEST & A. MÜLLER (2008/09): Auf der Durchreise aus dem hohen Norden - zum Vorkommen des Mornellregenpfeifers (*Charadrius morinellus*) in der Hellwegbörde von 1967-2008. ABU Info 31/3: 38-46.
- STÜBING, S., T. SACHER & J. WAHL (2013): Leicht zu übersehen: Herbststrast des Mornellregenpfeifers. Falke 60: 285-289.
- TUCKER, G. & M. HEATH (1994): Birds in Europe, Their Conservation Status. Bird Life Conservation Series No 3. Cambridge.
- VERBÜCHELN, G., B. FELS, P. HERKENRATH, T. WALTZ, J. EYLERT, R. JOEST & H. ILLNER (2015): Vogelschutz-Maßnahmenplan (VMP) für das EU-Vogelschutzgebiet „Hellwegbörde“ DE-4415-401, 178 S.
- WIERSMA, P. (1996): Family Charadriidae (Plovers), Species accounts. S. 411-443 in J. DEL HOJO, A. ELLIOTT U. J. SARGATAL (eds.): Handbook of the Birds of the World. Vol. 3: Hoatzin to Auks. Lynx Edicions, Barcelona.

3. Literatur und Quellennachweise

- BARTHEL, P. H. & A. HELBIG (2005): Liste der Vögel Deutschlands. Limicola Verlag, Einbeck, 32 S.
- BESTON, J. A., J. E. DIFFENDORFER & S. LOSS (2015): Insufficient Sampling to Identify Species Affected by Turbine Collisions. *J. Wildlife Managem.* 79: 513-517.
- CONKLING, T. J., S. R. LOSS, J. E. DIFFENDORFER, A. E. DUERR & T. E. KATZNER (2020): Limitations, lack of standardization, and recommended best practices in studies of renewable energy effects on birds and bats. *Conservation Biol.* 35 (1): 64-75.
- DIERSCHKE, V. & D. BERNOTAT (2012): Übergeordnete Kriterien zur Bewertung der Mortalität wildlebender Tiere im Rahmen von Projekten und Eingriffen – unter besonderer Berücksichtigung der deutschen Brutvogelarten. http://www.bfn.de/0306_eingriffe-toetungsverbot.html.
- DOHM, R., C. S. JENNELLE, J. C. GARVIN & D. DRAKE (2019): A long-term assessment of raptor displacement at a wind farm. *Front. Ecol. Environ.* 17: 433-438.
- DÜRR, T. (2004): Vögel als Anflugopfer an Windenergieanlagen in Deutschland – ein Einblick in die bundesweite Fundkartei. *Bremer Beitr. Naturkunde Natursch.* 7: 221-229.
- DÜRR, T. (2004): Zentrale Datenbank zur Dokumentation von Vogel- und Fledermausverlusten an WEA. *Natur u. Landschaft* 79: 208.
- DÜRR, T. (2017): Bewertung und Nutzung der Schlagopferdatei als Hilfsmittel zur Analyse anlagebedingter Mortalität von Vögeln an Windenergieanlagen. *BfN-Skripten* 160: 99-111.
- DURIEZ, O., P. PILARD, N. SAULNIER, P. BOUDAREL & A. BESNARD (2022): Windfarm collisions in medium-sized raptors: even increasing populations can suffer strong demographic impacts. *Animal Conservation*, doi:10.1111/acv.12818
- ESTELLÉS-DOMINGO, I. & P. LÓPEZ- LÓPEZ (2024): Review: Effects of wind farms on raptors: A systematic review of the current knowledge and the potential solutions to mitigate negative impacts. *Animal Cons.*: doi:10.1111/acv.12988.
- EU-KOMMISSION (2000): Die Anwendbarkeit des Vorsorgeprinzips. Mitteilung der Kommission. 32 S.
- EUROPEAN COMMISSION (2010): Guidance Document Wind Energy Developments and Natura 2000. Final Draft Document, March 2010.
- FERRER, M., M. DE LUCAS, G. F. E. JANSS, E. CASADO, R. MUÑOZ, M. J. BECHARD & C. P. CLABUIG (2012): Weak relationship between risk assessment studies and recorded mortality in wind farms. *J. Appl. Ecology* 49: 38-46.
- FERRER, M., A. ALLOING, R. BAUMBUSH & V. Morandini (2022): Significant decline of Griffon Vulture collision mortality in wind farms during 13-year of a selective turbine stopping protocol. *Global Ecol. and Cons.* 38: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2022.e02203>.
- GAULD, J. G., J. P. SILVA, P. W. ATKINSON, P. RECORD, M. ACÁCIO, V. ARKUMAREV, J. BLAS, W. BOUTEN, N. BURTON, I. CATRY, J. CHAMPAGNON, G. D. CLEWLEY, M. DAGYS, O. DURIEZ, K.-M. EXO, W. FIEDLER, A. FLACK, G. FRIEDEMANN, J. FRITZ, C. GARCIA-RIPOLLES, S. GARTHE, D. GIUNCHI, A. GROZDANOV, R. HAREL, E. M. HUMPHREYS, R. JANSSEN, A. KÖLZSCH, O. KULIKOVA, T. K. LAMERIS, P. LÓPEZ-LÓPEZ, E. A. MASDEN, F. MONTI, R. NATHAN, S. NIKOLOV, S. OPPEL, H. PESHEV, L. PHIPPS, I. POKROVSKY, V. H. ROSS-SMITH, V. SARAVIA, E. S. SCRAGG, A. SFORZI, E. STOYNOV, C. THAXTER, W. VAN STEELANT, M. VAN TOOR, B. VORNEWEG, J. WALDENSTRÖM, M. WIKELSKI, R. ŽYDELIS & A. M. A. FRANCO (2022): Hotspots in the grid: Avian sensitivity and vulnerability to collision risk from energy infrastructure interactions in Europe and North Africa. *J. Appl. Ecology* 59:1496–1512.
- GRÜNEBERG, C., H.-G. BAUER, H. HAUPT, O. HÜPPOP, T. RYSLAVY & P. SÜDBECK (2015): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. 5. Fassung. *Ber. Vogelschutz* 52: 19–67.
- GRÜNEBERG, C., R. DRÖSCHMEISTER, D. FUCHS, W. FREDERKING, B. GERLACH, M. HAUSWIRTH, J. KARTHÄUSER, B. SCHUSTER, C. SUDFELDT, S. TRAUTMANN & J. WAHL (in

Vorb.): Vogelschutzbericht 2013: Methoden, Organisation und Ergebnisse. – Naturschutz und Biologische Vielfalt 150.

- HÖTKER, H., H. JEROMIN, H. & K.-M. THOMSEN (2006): Räumliche Dimensionen der Windenergie und Auswirkungen aus naturschutzfachlicher Sicht am Beispiel der Vögel und Fledermäuse – eine Literaturstudie. Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- HÜPPOP, O., H.-G. BAUER, H. HAUPT, T. RYSLAVY, P. SÜDBECK & J. WAHL (2013): Rote Liste wandernder Vogelarten Deutschlands. 1. Fassung. Ber. Vogelschutz 49/50: 23–83.
- HUSO, M. (2019): [Wildlife Mortality at Wind Facilities: How We Know What We Know How We Might Mislead Ourselves, and How We Set Our Future Course](#). In: BISPO, R., J. BERNARDINO, H. COELHO & J. L. COSTA (Hrsg.): [Wind Energy and Wildlife Impacts: 27-41](#).
- HUSO, M., D. DALTHORP, T. J. MILLER & D. BRUNS (2016): Wind energy development: methods to assess bird and bat fatality rates post-construction. *Human–Wildlife Interactions* 10: 62–70.
- ILLNER, H. (2011): Comments on the report “Wind Energy Developments and Natura 2000”, edited by the European Commission in October 2010. http://abu-naturschutz.de/images/H_Illner_15Febr2011_comments_EU-Guidance_wind_turbines_NATURA_2000.pdf
- ILLNER, H. (2012): Kritik an den EU-Leitlinien „Windenergie-Entwicklung und NATURA 2000“, Herleitung vogelartspezifischer Kollisionsrisiken an Windenergieanlagen und Besprechung neuer Forschungsarbeiten. *Eulen-Rundblick* 62: 83-100.
- IUCN (2007): Guidelines for applying the precautionary principle to biodiversity conservation and natural resource management. Meeting of the IUCN Council 14 – 16 May 2007.
- KÖHLER, U., H. STARK, K. HAAS, A. GEHROLD, E. V. KROSIGK, A. V. LINDEINER & P. KÖHLER (2014): Windkraft und Wasservogel an Binnengewässern – eine radarornithologische Pilotstudie am Ismaninger Speichersee belegt die Notwendigkeit von Pufferzonen. *Ber. z. Vogelschutz* 51: 43-60.
- LAG VSW (Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten) (2007): Abstandsregelungen für Windenergieanlagen zu bedeutsamen Vogel Lebensräumen sowie Brutplätzen ausgewählter Vogelarten. *Ber. z. Vogelschutz* 44: 151-153.
- LAG VSW (Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten) (2014): Abstandsempfehlungen für Windenergieanlagen zu bedeutsamen Vogel Lebensräumen sowie Brutplätzen ausgewählter Vogelarten. *Ber. Vogelschutz* 51: 15-42.
- LEHMANN, P., J. S. ELLERBROK, N. FARWIG, C. RHEINSCHMITT, C. C. VOIGT & F. REHLING (2024): [Windenergienutzung im Wald: Auswirkungen auf den Artenschutz und regulatorische Lösungsansätze](#). *Natur & Landschaft* 99: 521-531.
- LOSS, S. R., T. WILL & P. P. MARRA (2013): Estimates of bird collision mortality at wind facilities in the contiguous United States. *Biol. Cons.* 168: 201-209.
- MARQUES, A. T., H. BATALHA & J. BERNARDINO (2021): Bird Displacement by Wind Turbines: Assessing Current Knowledge and Recommendations for Future Studies. *Birds* 2: 460-475.
- MARTIN, G. M. (2011): Understanding bird collisions with man-made objects: a sensory ecology approach. *Ibis* 153: 239-254.
- MASDEN, E. A., A. D. FOX, R. W. FURNESS, R. BULLMANN & D. T. HAYDON (2009): Cumulative impact assessment and birds/wind farm interactions: Developing a conceptual framework. *Environm. Impact Assessment Review* 30: 1-7.
- MAY, R. & K. BEVANGER (eds.) (2011): Proceedings Conference on Wind energy and Wildlife impacts, 2-5 May 2011, Trondheim, Norway.
- MAY, R. F. (2015): A unifying framework for the underlying mechanisms of avian avoidance of wind turbines. *Biol. Cons.* 190: 179-187.
- REHBEIN, J. A.; J. E. M. WATSON, J. L. LANE, L. J. SONTER, O. VENTER, S. C. ATKINSON & J. R. ALLAN (2020): Renewable energy development threatens many globally important biodiversity areas. *Glob Change Biol.* 2020, doi: 10.1111/gcb.15067.

- REHLING, F., J. ELLERBROK, A. DELIUS, N. FARWIG & F. PETER (2023): Windenergieanlagen in Wirtschaftswäldern verdrängen häufige Vogelarten. *Natur & Landschaft* 98: 365-371.
- RYSLAVY, T.; JURKE, M. & MÄDLow, W. (2019): Rote Liste und Liste der Brutvögel des Landes Brandenburg 2018. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 27, Beilage, 228 S..
- RYSLAVY, T., H. HAUPT & R. BESCHOW (2011): Die Brutvögel in Brandenburg und Berlin – Ergebnisse der ADEBAR-Kartierung 2005-2009. *Otis* 19 (Sonderheft): 448 S.
- RYSLAVY, T., H.-G. BAUER, B. GERLACH, O. HÜPPOP, J. STAHRMER, P. SÜDBECK & C. SUDFELDT (2020, im Druck): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. 6. Fassung. *Ber. Vogelschutz* 57: 19-118.
- SCHAUB, T., R. H. G. KLAASSEN, C. DE ZUTTER, P. ALBERT, O. BEDOTTI, J.-L. BOURRIoux, R. BUIJ, J. CHADœF, C. GRANDE, H. ILLNER, J. ISAMBERT, K. JANSSENS, E. JULIUS, S. LEE, A. MIONETT, G. MÜSKENS, R. RAAB, S. VAN RIJN, J. SHAMOUN-BARANES, G. SPANOGHE, V. VAN HECKE, J. WALDENSTRÖM & A. MILLON (2024): Effects of wind turbine dimensions on the collision risk of raptors: A simulation approach based on flight height distributions. *Science Total Environ.* 954: doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176551.
- SCHÖLL, E.-M. & U. NOPP-MAYR (2021): Impact of wind power plants on mammalian and avian wildlife species in shrub- and woodlands. *Biol. Cons.* 256: doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109037
- SCHUSTER, E., L. BULLING & J. KÖPPEL (2015): Consolidating the State of Knowledge: A Synoptical Review of Wind Energy's Wildlife Effects. *Environm. Management* 56: 300-331.
- SMALLWOOD, K. S., D. A. BELL, E. L. WALTHER, E. LEYVAS, S. STANDISH, J. MOUNT & B. KARAS (2018): Estimating Wind Turbine Fatalities Using Integrated Detection Trials. *J. Wildl. Res.* 82: 1169-1184.
- SMALLWOOD, K. S., D. A. BELL & S. STANDISH (2020): Dogs detect larger wind energy effects on bats and birds. *J. Wildl. Managem.* 1-13, doi:10.1002/jwmg.21863.
- SMITH, J. A. & J. F. DWYER (2016): Avian interaction with renewable energy infrastructure: An update, Review. *Condor* 118: 411-423.
- TOLVANEN, A., H. ROUTAVAARA, M. JOKIKOKKO & P. RANA (2023): How far are birds, bats, and terrestrial mammals displaced from onshore wind power development? – A systematic review. *Biol. Cons.* 288: doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110382.
- VOIGT C. C, T. M. STRAKA, M. FRITZE (2019) Producing wind energy at the cost of biodiversity: A stakeholder view on a green-green dilemma. *J. Renewable and Sustainable Energy*, doi.org/10.1063/1.5118784.
- WATSON, R. T., P. S. KOLAR, M. FERRER, T. NYGÅRD, N. JOHNSTON, W. G. HUNT, H. A. SMIT-ROBINSON, C. J. FARMER, M. HUSO & T. E. KATZNER (2018): Raptor interactions with wind energy: Case studies from around the world. *J. Raptor Res.* 52 (1): 1-18.