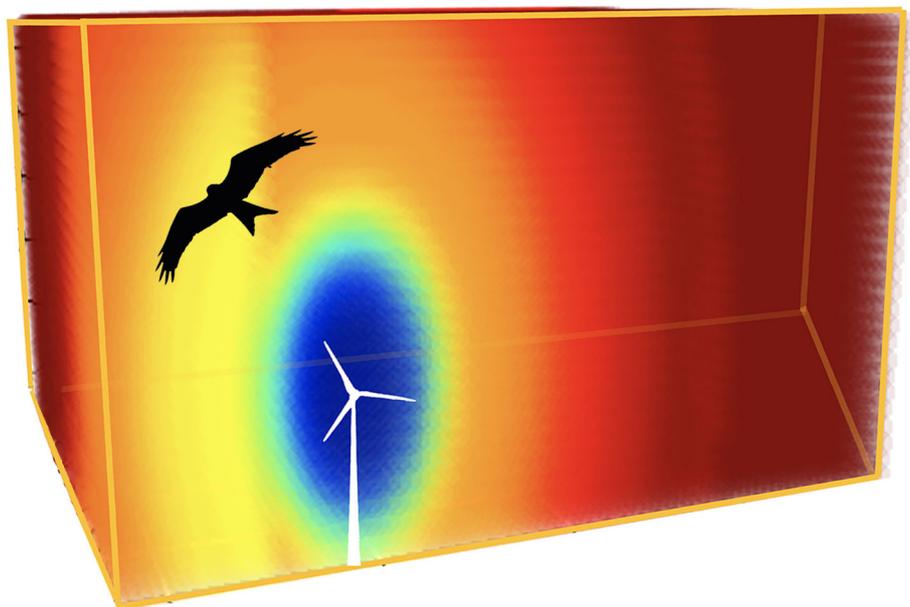


Pilotstudie „Erprobung Probabilistik“

Dr. Moritz Mercker, Dr. Jannis Liedtke, Dr. Thilo Liesenjohann, Jan Blew



Im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (HMUKLV)

Husum, Mai 2023

Auftraggeber:	Hessisches Ministerium für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (HMUKLV) Mainzer Str. 80 65189 Wiesbaden	
Vorhaben:	Pilotstudie „Erprobung Probabilistik“: Erprobung probabilistischer Methoden hinsichtlich ihrer fachlichen Voraussetzungen mit dem Ziel der Validierung der Methode zur Ermittlung des vorhabenbezogenen Tötungs- risikos von kollisionsgefährdeten Brutvogelarten an Windenergieanlagen.	
Stand:	Mai 2023	
Auftragnehmer:	BioConsult SH GmbH & Co. KG Schobüller Straße 36 25813 Husum www.bioconsult-sh.de j.blew@bioconsult-sh.de	Bionum GmbH – Büro für Biostatistik Finkenwerder Norderdeich 15 A 21129 Hamburg www.bionum.de mmercker@bionum.de
Bearbeiter:	Dr. Moritz Mercker Dr. Jannis Liedtke Dr. Thilo Liesenjohann Jan Blew	
Zitiervorschlag:	M. Mercker, J. Liedtke, T. Liesenjohann, J. Blew (2023): Pilotstudie „Erprobung Probabilistik“: Erprobung probabilistischer Methoden hinsichtlich ihrer fachlichen Voraussetzungen mit dem Ziel der Validierung der Methode zur Ermitt- lung des vorhabenbezogenen Tötungsrisikos von kollisionsgefährdeten Brutvogel- arten an Windenergieanlagen. Pilotstudie im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (HMUKLV)	

Inhaltsverzeichnis

1	VERANLASSUNG UND EINLEITUNG.....	1
2	ÜBERBLICK ZU EXISTIERENDEN KOLLISIONSRISIKOMODELLEN	3
2.1	Einleitung	3
2.2	Vorstellung der bekannten CRM	4
2.2.1	Mechanistische Modelle.....	5
2.2.2	Empirische Modelle	9
2.2.3	Relative Modelle	10
2.3	Zusammenfassung und Auswahl der zu vergleichenden CRM	14
3	PARAMETRISIERUNG, WEITERENTWICKLUNG, VERGLEICH UND VALIDIERUNG AUSGEWÄHLTER KOLLISIONSRISIKO-MODELLE.....	16
3.1	Mechanistische CRM	16
3.1.1	Empirische Datengrundlage.....	16
3.1.2	Generelles Modellierungskonzept.....	17
3.1.3	Parametrisierung und Methoden	21
3.1.4	Konzeptionelle Zusammenführung zum 3D-Raumnutzungs- und Hybrid-Modell	37
3.1.5	Gesamtformel des Hybrid-Modells.....	41
3.1.6	Schätzung von Unsicherheiten/Varianz.....	43
3.1.7	Weitere Anwendungsgebiete und mögliche Anpassungen des Hybrid-Modells	45
3.1.8	Validierung und Vergleiche.....	47
3.1.9	Auswirkungen von örtlichen Fehlern auf die Ergebnisse	55
3.1.10	Weiterführende Analysen und exemplarische Berechnungen.....	56
3.1.11	Vorläufige Analysen (Meideverhalten) zu weiteren Arten.....	56
3.1.12	Zusammenfassung, Fazit, Anwendungsvorschlag und Priorisierung.....	59
3.2	Empirische CRM	61

3.2.1	Empirische Datengrundlage und generelle Bewertungsstrategie	62
3.2.2	Vergleich der Schätz-Unsicherheiten in empirischen vs. mechanistischen Modellen	63
3.2.3	Zusammenfassung und Fazit.....	64
4	SCHWELLENWERTE: POPULATIONSBIOLOGISCHE BEWERTUNG VON KOLLISIONSRISIKEN	65
4.1	Begriffsbestimmung und Herleitung.....	65
4.2	Mortalität wild lebender Vögel.....	66
4.2.1	Natürliche Mortalität	67
4.2.2	Vorhabenunabhängige Mortalität	67
4.2.3	Zusätzliche vorhabenbezogene Mortalität wild lebender Vögel.....	68
4.2.4	Schwellenwert der zulässigen zusätzlichen Mortalität.....	71
5	FAZIT UND ANWENDUNGSVORSCHLAG FÜR DIE PRAXIS	74
5.1	Methodische Neuentwicklungen und Vergleich zu bisherigen Ansätzen.....	74
5.2	Berechnung des vorhabenbezogenen Kollisionsrisikos	74
5.3	Entwicklungspotenzial und -bedarf	75
5.3.1	Daten und methodische Aspekte.....	75
5.3.2	Aspekte der Praxis/Anwendbarkeit	75
5.4	Herleitung von Schwellenwerten.....	76
6	DANKSAGUNGEN	78
7	LITERATUR.....	79
A	ANHANG.....	86
A.1	Integrated step selection methods (iSSMs).....	86
A.2	Verbesserungsvorschläge im Kontext der Hybrid-Modellierung.....	87
A.3	Detaillierte Parameter des Hybrid-Modells.....	89
A.4	Weiterführende Analysen zum vorhergesagten Kollisionsrisiko	93

A.5	Eine Schätzung bundesweiter Kollisionszahlen und der Vergleich zur „DÜRR-Liste“	94
A.6	Personen/Institutionen assoziiert mit empirischen Vogeldata.....	96
A.7	Weitere Rechenbeispiele des Hybrid-Modells	96
A.8	Variablenselektion und Sensitivitätsanalyse des Raumnutzungsmodells (RM)	99
A.9	Anmerkungen zur Vorläuferversion des Berichtes und des Hybrid-Modells	101
A.10	Abkürzungs- und Fremdwortverzeichnis.....	102

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2.1	Überblick zu notwendigen (durchgezogene Pfeile) und möglichen (gestrichelte Pfeile) Eingangsparemtern (gelbe Boxen) zur Berechnung des Kollisionsrisikos durch empirische, mechanistische oder relative Kollisionsrisikomodelle (CRM – rote Boxen). Mögliche Variationen der Eingangsparemter sind in den gelben Boxen stichpunktartig aufgeführt.	5
Abb. 3.1	Ein Überblick zu Spezies- und Datenquellen-Anteilen von GPS- und LRF-/Radardaten (siehe auch Anhang A.6).	19
Abb. 3.2	Schematische Darstellung der Datengrundlage und Vorgehensweise zur Entwicklung und Parametrisierung des „Hybrid-Modells“, welches die Grundidee bisheriger mechanistischen Kollisionsrisikomodelle verfeinert/verbessert, indem es ein 3D Raumnutzungsmodell (RM) mit einem Kollisionsmodell (KM) verknüpft.	21
Abb. 3.3	Exemplarische Beispiele zur Modellierung der relativen Nutzungsintensität in Abhängigkeit von zwei verschiedenen Corine Land Cover (CLC) Habitat-Typen, namentlich Weideland (Oben), Industrie (Mitte), und die kombinierte Modell-Prognose (Unten). Die kontinuierliche Farbskala gibt die modellierte relative Nutzungsintensität wieder. Diese ergibt sich aus dem multiplikativen Zusammenspiel der exponierten Regressionskoeffizienten („exp(beta)“ in Tab. 3.1) der jeweils betrachteten Habitate (bzw. der damit verknüpften Distanz-Variablen) und wird final für jedes betrachtete Gebiet so skaliert, dass der maximale Wert bei 1,0 liegt.....	25

- Abb. 3.4 Exemplarisch gezeigte CLC18-Habitats im 5 km Umkreis um einen Brutplatz (A) und darauf basierte (zwecks Anschauung simplifizierte) iSSM-Vorhersagen der relativen Nutzungsintensität für den 3 km Ausschnitt (B). Je nach Habitat-Kombination kann die relative Habitatpräferenz beliebige Werte zwischen 0 und 1 annehmen; das exemplarische Beispiel in (B) beschränkt sich aber auf die Betrachtung zweier kategorischer Habitats mit einem Unterschied in der Nutzungsintensität von etwa 10 %. (C) Beispielhafte reale Vorhersage der relativen Nutzungsintensität durch das iSSM, basierend auf dem Zusammenspiel einer Vielzahl verschiedener lokaler Habitatvariablen (bzw. entsprechenden distanzabhängigen Variablen) im 6 km Umkreis eines Horstes. Die relative Nutzungsintensität ergibt sich aus dem multiplikativen Zusammenspiel der exponierten Regressionskoeffizienten („exp(beta)“ in Tab. 3.1) des Habitat-iSSM und wird final für jedes betrachtete Gebiet so skaliert, dass der maximale Wert bei 1,0 liegt. 27
- Abb. 3.5 Ergebnisse zur Analyse der Rotmilan 2D-Meso-avoidance. (A): Semi-transparente Überlagerung aller WEA-nahen Trackingpunkte in 2D, zentriert um den jeweiligen WEA-Mittelpunkt. Roter Kreis entspricht Kreis mit Radius der Rotorblattlänge. (B) Histogramm der Anzahl an GPS-Punkten pro WEA-Distanzklasse (unter Herausrechnung der Flächenverfügbarkeit). Blaue-Linie: ungefährender Mittelwert in größerer Entfernung zur WEA; rote Linie: ungefährender Verlauf der Meidung im Nahbereich. (C) iSSM-basierte Analysen der 2D-Meso-avoidance aus der vorliegenden Studie. (D) Meso-avoidance-Kurve für zwei Adler-Spezies in Australien, angepasst aus Hull und Muir (2013). Die Werte der Y-Achse in (D) sind normalisiert und daher nicht dargestellt, weil nicht in absoluten Werten interpretierbar; Werte oberhalb der gestrichelten Linie in (D) geben eine relative Attraktion an, Werte unterhalb hingegen eine Meidung. 32
- Abb. 3.6 Bestimmung der Rotmilan Meso-avoidance in 3D. (A): Schematisch gezeigter Unterschied der Vögel, die mit dem 2D-Ansatz als „außerhalb des Risikobereiches“ gewertet werden (grüne Pfeile) vs. der Vögel, die fälschlicherweise als „innerhalb“ gewertet werden (rote Pfeile). (B) Ergebnisse der 3D-iSSM-Analysen für den Bereich von 0-7 Rotorblattlängen (links) vs. 0-1,5 Rotorblattlängen (rechts). (C) Zusammenführen der Schätzungen aus (B) mittels einer Schar von regressions-basierten Meidekurven, die in ihrer Variabilität die empirischen Unsicherheiten reflektieren. 33
- Abb. 3.7 Empirische Schätzung der Flughöhe (A), der Tagesphänologie des Anteiles Flug- vs. Rast-Positionen (B), der relativen Flächennutzung in Abhängigkeit vom Abstand zum Brutplatz (C), der mittleren Fluggeschwindigkeit (D) sowie des kumulativen Anteils an Flugbewegungen in Abhängigkeit von der Distanz zum Brutplatz (E). Jedem Plot in (A)-(D) liegen 100 Resample-Punkte bzw. -Kurven zugrunde, welche die Unsicherheiten repräsentieren, die mit den jeweiligen Schätzungen des mittleren Verhaltens einhergehen. Da die Kurve in (E) im Gegensatz zu (C) auch die mit dem Abstand zum Brutplatz zunehmende Fläche mitberücksichtigt, eignet sie sich deutlich besser für die Abschätzung von Radien, die mit spezifischen prozentualen Anteilen der Flugaktivität assoziiert sind. Demnach findet bspw. über 50 % der Rotmilan-Flugaktivität innerhalb des 1000 m Radius um den Horst statt. 37

- Abb. 3.8 Veranschaulichung der einzelnen Schritte, um über eine empirisch fundierte 3D-Raumnutzungsprognose zur finalen Berechnung von Kollisionen pro Individuum und Saison zu kommen. (A): Ausdehnung der relativen Habitat-Nutzung von der 2D-Betrachtung (unterliegende Kreisscheibe) zur 3D-Betrachtung (exemplarisch ausgeschnittener 3D-Quader). (B)-(E): schrittweise Anwendung der modellierten relativen 3D Raumnutzung unter Einbeziehung (A) des unterliegenden Habitats; (C) des 3D-Ausweichverhaltens, (D) der Abhängigkeit von der Distanz zum Brutplatz; sowie (E) der Flughöhenverteilung. (F): finale Vorgehensweise zur Berechnung der Anzahl vorhergesagter Kollisionen pro Individuum und Saison. Nach jedem der Schritte (B)-(E) wurde die relative Nutzungsintensität zwecks Anschaulichkeit reskaliert, indem sie durch den Maximalwert im betrachteten Würfel geteilt wurde. 39
- Abb. 3.9 Illustration der Begriffe "Rotorkugel", "Rotorscheibe" und "Risikobereich". Weitere Details zur Definition des Risikobereichs finden sich in Textbox 2. 40
- Abb. 3.10 Schematische Darstellung des Resampling-Vorgangs zur Berechnung der Parameter-bedingten Unsicherheiten bei der Schätzung von Kollisionsrisiken mittels Hybrid-Modell. Die pro WEA-Brutplatz-Kombination berechneten Vogelschlagrisiken sind jeweils auf den Mittelwert von 1,0 normiert worden, um Streuungen vergleichbar zu machen. Das berechnete 95 %-Konfidenzintervall repräsentiert einen Varianzkoeffizienten von etwa 12 %. 45
- Abb. 3.11 Durch das Hybrid-Modell vorhergesagtes windparkspezifisches Kollisionsrisiko (Höhe der Balken: prognostizierte (reskalierte) mittlere Anzahl an Kollisionsopfern pro Windpark im Untersuchungszeitraum). Farbe der Balken: Windparks, in denen tatsächlich Rotmilan-Schlagopfer im Rahmen der PROGRESS-Studie gefunden wurden (rote Balken) vs. Windparks, in denen keine gefunden wurden (blaue Balken). Es zeigt sich, dass alle Parks mit gefundenen Kollisionsopfern ein durch das Hybrid-Modell vorhergesagtes Kollisionsrisiko haben welches (meist deutlich) über dem Median liegt (grüne gestrichelte Linie). Schwarze Balken: 95 %-Konfidenzintervalle. Es sei aber darauf hingewiesen, dass das Hybrid-Modell die mittleren Kollisionswahrscheinlichkeiten über eine beliebig große Anzahl an Vögeln und Flügen in vergleichbarer lokaler Konstellation prognostiziert. Dem gegenüber steht der stark stochastisch geprägte Prozess des Einzelfalls, ob bzw. an welchem Windpark auch tatsächlich eine Tötung in einer bestimmten Saison stattfindet. Dadurch kommt es naturgemäß in dem hier durchgeführten Vergleich sowohl zu Schlagopfern in Windparks mit relativ geringem Vogelschlagrisiko und vice versa. 52
- Abb. 3.12 Vergleich der vom Hybrid-Modell prognostizierten Gesamtsumme an gefundenen Rotmilan-Vogelschlagopfern (links) vs. der empirischen Schätzwerte aus der PROGRESS-Studie (mitte) und die unkorrigierte Anzahl der Funde (rechts). Die doppelten Werte aus dem Kontext der PROGRESS-Studie beziehen sich auf 3 sichere plus 2 mögliche Vogelschlagopfer. Rote Punkte zeigen Schätzwerte (Median, berechnete Werte oder Rohdaten), schwarze Balken 95 %-Konfidenz-/Kredibilitäts-Intervalle und hellblaue Punkte sind die Werte einzelner Resamples aus der Hybrid-Modellierung. 53
- Abb. 3.13 iSSM-basierte Analyse der Meso-avoidance für 6 verschiedene Vogelarten, basierend auf den verfügbaren GPS-basierten Trackingdaten. Werte nahe 1,0 (γ -Achse) legen eine von der WEA unbeeinflusste relative Nutzungsintensität nahe. Die Ergebnisse sind vorläufiger Natur und nicht ausreichend optimiert/validiert worden und daher mit Vorsicht zu interpretieren. 58

- Abb. 3.14 Vogelschlagraten (normierte Anzahl der Kollisionsopfer relativ zum Vogelflug pro Zeit- und Flächeneinheit) basierend auf dem Hybrid-Modell (links) und den Kadaver-Schätzungen der PROGRESS-Studie (rechts). Rote Punkte zeigen den Median, schwarze Balken zeigen 95 %-Konfidenz-/(Kredibilitäts-)Intervalle und hellblaue Punkte sind die Werte einzelner Resamples. Die Werte der y-Achse sind nicht ohne Weiteres in absoluten Werten interpretierbar. Es sei allerdings angemerkt, dass die Kredibilitätsintervalle bzgl. der PROGRESS-Studie aus Gründen einer nicht optimalen Auswertungsstrategie überschätzt sein könnten. 64
- Abb. A. 1 Relative Änderungen des vom Hybrid-Modell vorhergesagten Vogelschlagrisikos (partielle Effekte einer GAM-Analyse - y-Achse daher nicht in absolute Werten interpretierbar) in Abhängigkeit von der Rotorblattlänge, der Höhe des unteren Rotordurchlaufs und der Distanz zwischen WEA und Brutplatz. Bei der Analyse eines jeden Effektes wird der Einfluss der anderen Effekte konstant gehalten. Für alle Analysen wird eine konstante Anzahl an Umdrehungen pro Minute angenommen; Korrelationen dieses Maßes mit der Größe der WEA sind daher nicht reflektiert..... 94
- Abb. A. 2 Ergebnisse der LASSO-Analyse für verschiedene Regularisierungen der Rotmilan-GPS-Daten: (B) 30-Sekunden Regularisierung; (C) 120-Sekunden Regularisierung; (D) 240-Sekunden Regularisierung; (A) alle drei Regularisierungen gepoolt. Blaue Punkte repräsentieren Parameterschätzungen aus einzelnen LASSO-Runs, schwarze Punkte repräsentieren Mittelwerte über alle Runs, wobei die Größe der Punkte die relative Häufigkeit repräsentiert, mit der die jeweilige Variable unter den oberen 15 % der selektierten Variablen war. Schwarze Balken geben 95 %-Konfidenzintervalle an. Die Mittelwerte (schwarze Punkte) können nicht direkt hinsichtlich einer prozentualen Habitat-Attraktion oder -Meidung interpretiert werden. 101

Tabellenverzeichnis

- Tab. 2.1 Berechnungsmethoden für die Anzahl potenzieller Durchflüge im Risikobereich. Autoren und besondere Charakteristika der entsprechenden Methoden werden zusammengefasst. 12
- Tab. 2.2 Berechnungsmethoden Kollisionsrisiko. Autoren und besondere Charakteristika der entsprechenden Methoden werden zusammengefasst. 13

Tab. 3.1	iSSM-Ergebnisse zur Analyse der relativen Habitatselektion, u. a. basierend auf einer Auswahl von Variablen die spezifisch für den Rotmilan aus der Menge aller Corine Land Cover 2018 (CLC18)-Variablen mittels LASSO vorselektiert wurden (vgl. Appendix A.8). exp(beta)-Werte geben eine relative Attraktion bzw. Meidung an. Mit "CLC_..." beginnende Variablen repräsentieren die relative Attraktion/Meidung des CLC18-Habitats selbst (also lokal); hier repräsentieren Werte > 1 eine Attraktion und Werte < 1 eine Meidung. Ein Wert von 0,85 bedeutet bspw. eine 15 %ige Meidung eines Habitats verglichen zu ihrem Komplement. Mit "Dist_CLC_..." beginnenden Variable repräsentieren hingegen die relative Änderung in der Attraktion/Meidung pro zusätzlichen Kilometer Distanz zum jeweiligen Habitat (also den großräumigen Effekt). Werte > 1 bedeuten hier eine Attraktion großer Distanzen (also eine großräumige Meidung) und Werte < 1 eine Meidung großer Distanzen (also eine großräumige Attraktion). Ein Wert von 0,85 bedeutet hier bspw., dass die relative Attraktion für jeden Kilometer, den das Individuum dichter am betrachteten Habitat ist, um 15 % zunimmt. „lower.95“ bzw. „upper.95“ bezeichnen die Grenzen der 95 %-Konfidenzintervalle. Es sei angemerkt, dass sich die effektive lokale Habitat-Nutzung in einem betrachteten Gebiet aus dem Zusammenspiel der hier gezeigten Variablen ergibt. 26	26
Tab. 3.2	Zusammenfassende artspezifische Werte zur verfügbaren GPS-basierten Datengrundlage im 1.500 Meter Umkreis von WEA. Farben repräsentieren eine grobe Klassifizierung der Verlässlichkeit bei der Schätzung der Meso-avoidance..... 58	58
Tab. 4.1	Angaben zu natürlicher und anthropogen verursachter Mortalität vom Rotmilan (Details s. Text). Angegeben ist jeweils die direkte Quelle, aber auch die dort zitierte Quelle. Mortalität $\hat{=}$ Anzahl tödl. Ereignisse je Individuum und Jahr. 71	71
Tab. A. 1	Parameter und Definitionen im Kontext des Hybrid-Modells 89	89
Tab. A. 2	Definition und Parameterwahl im Kontext der Berechnung des Vogelschlagrisikos durch die Funktion <code>stoch_crm()</code> 91	91
Tab. A. 3	Rechenbeispiele verschiedener Fallkonstellationen nebst Kollisionsrisiko durch das Hybrid-Modell; sortiert nach Kollisionsrisiko aufsteigend (Details s. Text). Es handelt sich hier um exemplarische Berechnungen; eine Übertragbarkeit auf andere lokale Konstellationen ist i. d. R. nicht gegeben. 98	98
Tab. A. 4	LASSO-basiert selektierte Habitatvariablen sowie deren Bedeutung/Definition 99	99

1 VERANLASSUNG UND EINLEITUNG

Die Auswirkungen von Windenergieplanungen, also die Errichtung und der Betrieb von Windenergieanlagen (WEA) auf Vögel werden in vier Kategorien eingeteilt: Tötung (in der Regel durch Kollision mit den Rotorblättern, aber auch mit dem Turm), Verdrängung durch Störung, Barriere-Effekte (bzgl. ziehender Vögel), sowie direkter Habitatverlust bspw. durch Fundamente, Kranstellflächen oder Zuwegungen (Drewitt und Langston, 2006). Im Rahmen dieser Studie wird ausschließlich der Verbotstatbestand der Tötung, gemäß § 44 Abs. 1 Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG), betrachtet.

Der Beschluss der Sonder-Umweltministerkonferenz vom 11. Dezember 2020 beginnt mit der Feststellung: *„Die Umweltministerkonferenz (UMK) betont unter Bezug auf ihre Beschlüsse vom 15. Mai 2020 (94. UMK, TOP 4/6) und 13. November 2020 (95. UMK, TOP 7) sowie angesichts des hohen öffentlichen Interesses an der Erzeugung von Strom aus erneuerbaren Energien die Notwendigkeit rechtssicherer Bewertungsmaßstäbe in Genehmigungsverfahren von Windenergieanlagen.“*

Punkt 7 führt aus: *„Die UMK beauftragt eine Lenkungsgruppe, bestehend aus den Amtschefinnen und Amtschefs der Umweltressorts des Bundes und der Länder mit der vordringlichen Bearbeitung folgender Arbeitspakete: [...] Analyse fachlicher und rechtlicher Voraussetzungen sowie Möglichkeiten für die Nutzung probabilistischer Verfahren für die Signifikanzbestimmung in Genehmigungsverfahren. Dies umfasst eine theoretische und praktische Erprobung probabilistischer Verfahren und Methoden u. a. im Rahmen von Pilotprojekten in den Ländern. Ziel ist es, die Entwicklung konsistenter und bundesweit übertragbarer Verfahren sicherzustellen.“*

BIOCONSULT SH, Husum und BIONUM, Hamburg, wurden vom HESSISCHEN MINISTERIUM FÜR UMWELT, KLIMASCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ für die hiermit vorliegende Pilotstudie beauftragt. In dieser geht es um die Erprobung probabilistischer Methoden hinsichtlich ihrer fachlichen Voraussetzungen bzgl. einer Ermittlung des vorhabenbezogenen Tötungsrisikos von kollisionsgefährdeten Brutvogelarten an Windenergieanlagen.

Während der Projektlaufzeit wurde in der aktuellen Novellierung des BNatSchG (letzte Fassung Dezember 2022) dem § 74 unter anderem der Absatz 6 angefügt, welcher besagt: *„Das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz prüft gemeinsam mit dem Bundesministerium für Wirtschaft und Klimaschutz unter Einbeziehung der maßgeblich betroffenen Verbände die Einführung einer probabilistischen Methode zur Berechnung der Kollisionswahrscheinlichkeit und legt dem Bundeskabinett hierzu bis zum 30. Juni 2023 einen Bericht zur Einführung der Methode oder einen Vorschlag zur Anpassung dieses Gesetzes oder eine Rechtsverordnung zur Einführung der Methode nach Maßgabe von § 54 Absatz 10c Nummer 1 vor. Das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz evaluiert gemeinsam mit dem Bundesministerium für Wirtschaft und Klimaschutz die in den §§ 45b bis 45d enthaltenen Bestimmungen über einen Zeitraum von zwei Jahren ab dem 1. Februar 2023 und danach alle drei Jahre.“¹*

¹ § 54 (Überschrift Ermächtigungen) führt nur aus, dass es Anpassungen der Artenlisten, Schutzmaßnahmen und Methoden geben kann, welche durch Rechtsverordnung eingeführt werden.

§ 45b bis d regelt den Artenschutz, das Repowering, die Artenhilfsprogramme.

In der Begründung zur Novellierung des BNatSchG wird weiter ausgeführt: *„Mit dem Begriff der ‚Probabilistik‘ wird allgemein der Grundansatz bezeichnet, im Rahmen der Signifikanzprüfung mit Mitteln der Wahrscheinlichkeitsrechnung zu arbeiten, um festzustellen, ob bei Durchführung eines Vorhabens eine signifikante Erhöhung des Tötungs- oder Verletzungsrisikos für Exemplare betroffener Arten mit Blick auf ein sich dadurch ergebendes Kollisionsrisiko anzunehmen ist.“* (Drucksache 20/2354). Folglich sollte die Anwendung probabilistischer Methoden eine fachlich fundierte, deutlich bessere, rechtssicherere, vereinfachte Bewertung des Tötungsrisikos ermöglichen.

Im vorliegenden Dokument wird zuerst ein Überblick und allgemeiner Vergleich zu existierenden Kollisionsrisikomodellen gegeben. Es werden dann Vertreter zwei grundsätzlich unterschiedlicher Klassen von Modellen weiter untersucht und verglichen: die mechanistischen und die empirischen Kollisionsrisikomodelle. Insbesondere werden zuerst für den mechanistischen Ansatz die vorhandenen Ideen und Modelle erläutert und im Weiteren wird ein Hybrid-Modell (welches eine Habitatmodellierung mit der Kollisionsmodellierung verbindet) entwickelt, erläutert und validiert; Basis für die Entwicklung dieses Hybrid-Modells ist eine hohe Anzahl von zur Verfügung gestellten Daten (GPS-Daten, Laser Rangefinderdaten und Radardaten). Die empirischen Modelle werden im Anschluss erläutert, näher untersucht und vergleichend eingeordnet. Mit der Anwendung von Kollisionsrisikomodellen verbunden sind Fragen nach Schwellenwerten, welche in einem gesonderten Kapitel beschrieben und bewertet werden. Abschließend wird ein Fazit gezogen und Anwendungsvorschläge für die Praxis vorgestellt; nicht zuletzt wird darauf hingewiesen, dass weitere theoretische Anpassungen und externe Evaluierungen für die Anwendung in der Praxis erforderlich sind.

2 ÜBERBLICK ZU EXISTIERENDEN KOLLISIONSRISIKOMODELLEN

Der Begriff „Probabilistik“ (auch „Wahrscheinlichkeitstheorie“ genannt) bezeichnet den Vorgang von Schätzungen oder Vorhersagen von Wahrscheinlichkeiten. Um diese Vorhersagen/Schätzungen zu tätigen, werden i. d. R. mathematische Modelle des grundsätzlichen betrachteten/zugrundeliegenden Prozesses mit der Analyse von empirischen Daten verknüpft. Hierbei gibt es zwei qualitativ unterschiedliche Punkte, die zu beachten sind: zum einen muss das mathematische Modell in seiner Grundstruktur (d. h., den mechanistischen Annahmen an den Prozess) der Realität nahekommen, zum anderen müssen möglichst belastbare empirische Daten verwendet werden, welche jedoch i. d. R. mit Zufallsprozessen verknüpft sind, die korrekt im Kontext der wahrscheinlichkeitstheoretischen Betrachtungen berücksichtigt werden müssen.

Ein „Kollisionsrisikomodell“ (collision risk model - CRM) stellt solch ein probabilistisches Modell dar, welches das Risiko (d. h., die Wahrscheinlichkeit) einer Kollision unter spezifischen Bedingungen (z. B. in Abhängigkeit von Standort, Vogelart und/oder WEA) möglichst genau schätzen soll. Hierbei handelt es sich i. d. R. immer um ein Zusammenspiel von mechanistischen Annahmen und empirisch-basierten Betrachtungen. Die unten aufgeführte Kategorisierung „mechanistisches CRM“ und „empirisches CRM“ ist daher eher als Schwerpunkt und nicht als ausschließliches Merkmal der entsprechenden Modelle zu verstehen.

2.1 Einleitung

Es gibt eine Vielzahl von unterschiedlichen Kollisionsrisikomodelle, von denen das Band-Modell und seine vielfältigen Variationen den bekanntesten und am häufigsten angewendeten Ansatz (insbesondere in Großbritannien) darstellen und permanent weiterentwickelt werden (vgl. z. B. Caneco et al. (2022)). Tatsächlich gibt es aber noch eine ganze Reihe anderer/alternativer Ansätze (Masden und Cook, 2016). Im Folgenden wird ein Überblick über alle in der Fachwelt diskutierten CRM-Ansätze gegeben, inklusive einer Zusammenfassung der jeweiligen Vor- und Nachteile bzw. Einschränkungen. Im Zuge der Literaturstudien stellte sich heraus, dass es drei grundsätzlich unterschiedliche Klassen von CRM gibt, die wir im Folgenden mit „mechanistischen CRM“, „empirisches CRM“ und „relativen CRM“ bezeichnen. Ein grafischer Überblick dieser drei Klassen inklusive der möglichen und notwendigen Eingangsparameter ist in Abb. 2.1 gegeben.

Die „**mechanistischen CRM**“ wurden schon seit den 1990er Jahren entwickelt; diese versuchen, das Ereignis des Vogelschlags im Rotorbereich möglichst detailliert probabilistisch zu beschreiben, indem bspw. vereinfachte Modelle der querenden Vögel mit denen von rotierenden WEA verschnitten werden, wobei Vögel und WEA durch verschiedene morpho- und geometrische (z. B. Größe, Form) und dynamische Parameter (z. B. Geschwindigkeit, Richtung) charakterisiert werden. Dieser Berechnung wird eine Abschätzung der Vogelflugintensität im kritischen Rotorbereich vorangestellt, die auf verschiedene Art und Weise auf empirischen oder modellierten Daten basieren kann. Eine potenzielle Schwachstelle dieser Modelle ist die notwendige Annahme einer Ausweichrate (d. h., die Rate, mit der der Vogel bspw. den direkten Risikobereich meidet), die bisher empirisch nur ungenügend charakterisiert ist, das Ergebnis aber in hohem Maße beeinflusst.

Die „**empirisches CRM**“ verschneiden Vogelflugdaten aus dem Umfeld der WEA mit einer Ermittlung/Schätzung Vogelschlag-bedingter Kadaverzahlen, wobei für beide Prozesse entweder direkt

vor Ort erhobene oder modellierte Daten (d. h., aus anderen Studien übertragene Daten) verwendet werden können. Damit machen sich diese Modelle zwar frei von einem genauen mechanistischen Verständnis des Vogelschlaggeschehens (inklusive der schwer abschätzbaren Meso- und Mikro-Ausweichrate), benötigen dafür aber genügend Daten aus empirischen Studien, in denen sowohl das Vogelfluggeschehen als auch die Vogelschlagopfer erfasst wurden. Ein direkter Bezug zur lokalen Population (z. B. Brutplatz) ist i. d. R. nicht möglich. Als zusätzliche Unsicherheit kommt die Tatsache zum tragen, dass Kadaver meist nicht vollständig erfasst werden können und daher mit Korrekturfaktoren multipliziert werden müssen, die wiederum eine gewisse Unschärfe aufweisen; allerdings stehen aktuell für die korrekte Ermittlung der Vogelschlagopfer allgemein verfügbare Methoden zur Verfügung, welche potenzielle Schwächen früherer Untersuchungen zu vermeiden helfen (Dalthorp et al., 2014, 2017; Huso et al., 2015; Fränzi Korner-Nievergelt et al., 2015; Korner-Nievergelt et al., 2016; Simonis et al., 2018). Eine Übertragbarkeit der Ergebnisse ist häufig nicht hinreichend gesichert, da aufgrund des hohen experimentellen Aufwands oft nur wenige Windparks untersucht werden.

In den vergangenen Jahren wurden verschiedene „**relative CRM**“ entwickelt und präsentiert, die entweder mit empirischen Daten zum Vogelflug (i. d. R. Trackingdaten) oder mit Daten zu Vogelschlagopfern arbeiten und diese Daten als Basis dafür nehmen, deren Verbreitung/Intensität möglichst gut örtlich aufgelöst zu modellieren und letztendlich mit Daten zu WEA-Standorten und/oder Eigenschaften zu verschneiden. Auf diesem Weg können Karten zum relativen Kollisionsrisiko erstellt werden. Da keine absoluten Kollisionsrisiken geschätzt werden können (dazu müssten Vogelflugdaten mit Kadaverdaten verschnitten werden, was zu empirischen CRM führen würde), sind die Ergebniskarten für die vorliegende Studie nicht von Bedeutung. Von Bedeutung aber sind die oft sehr modernen/zeitgemäßen statistischen Methoden zur Modellierung des Vogelfluggeschehens, die sowohl für die mechanistischen als auch für die empirischen CRM zur Abschätzung des lokalen Vogelfluggeschehens eingesetzt werden könnten.

Das Flugverhalten, die Flugaktivität oder die **Nutzungsintensität** kann (wie oben angemerkt) für die unterschiedlichen Modellansätze entweder direkt/empirisch erfasst werden oder anhand lokaler Gegebenheiten (wie bspw. Habitat und/oder Niststandort) abgeschätzt/modelliert werden. Die direkte Erfassung kann durch visuelle Beobachtungen (Fernglas, Spektiv) oder durch technische Systeme (Laser-Range-Finder, Kamera, Radar, Telemetrie) erfolgen. Das Augenmerk kann in Abhängigkeit von der Fragestellung und/oder Erfassungstechnik und/oder Modellierungstechnik entweder auf **generellen Vogeldichten/Flugaktivität** liegen (wie z. B. querenden Individuen pro Stunde) oder sich auf das **Individuum** oder den Nistplatz beziehen (z. B. basierend auf GPS-Trackingdaten). Dieser Bezug legt dann auch fest, ob sich die final ermittelten Kollisionsrisiken auf Individuen beziehen (z. B. Vogelschlagrisiko pro Jahr und in der Nähe nistendes Individuum) oder auf generelle Vogeldichten (z. B. Vogelschlagrisiko pro 10.000 Querungen).

2.2 Vorstellung der bekannten CRM

Im Folgenden werden alle uns derzeit bekannten relevanten CRM und deren Variationen zusammengefasst dargestellt. Alle CRM werden hierbei bzgl. zweier Hauptaspekte betrachtet, nämlich der Fragestellung (1) Wie wird der lokale Vogelflug erfasst/modelliert? (siehe zusammenfassende Tab. 2.1); und (2) Wie wird das Kollisionsrisiko selbst modelliert/abgeschätzt? (siehe zusammenfassende Tab. 2.2). Mögliche Vor- und Nachteile bzw. Einschränkungen sind in den o. g. Tabellen

verkürzt aufgeführt; detailliertere Informationen sind zu den jeweiligen Modellen im Haupttext gegeben.

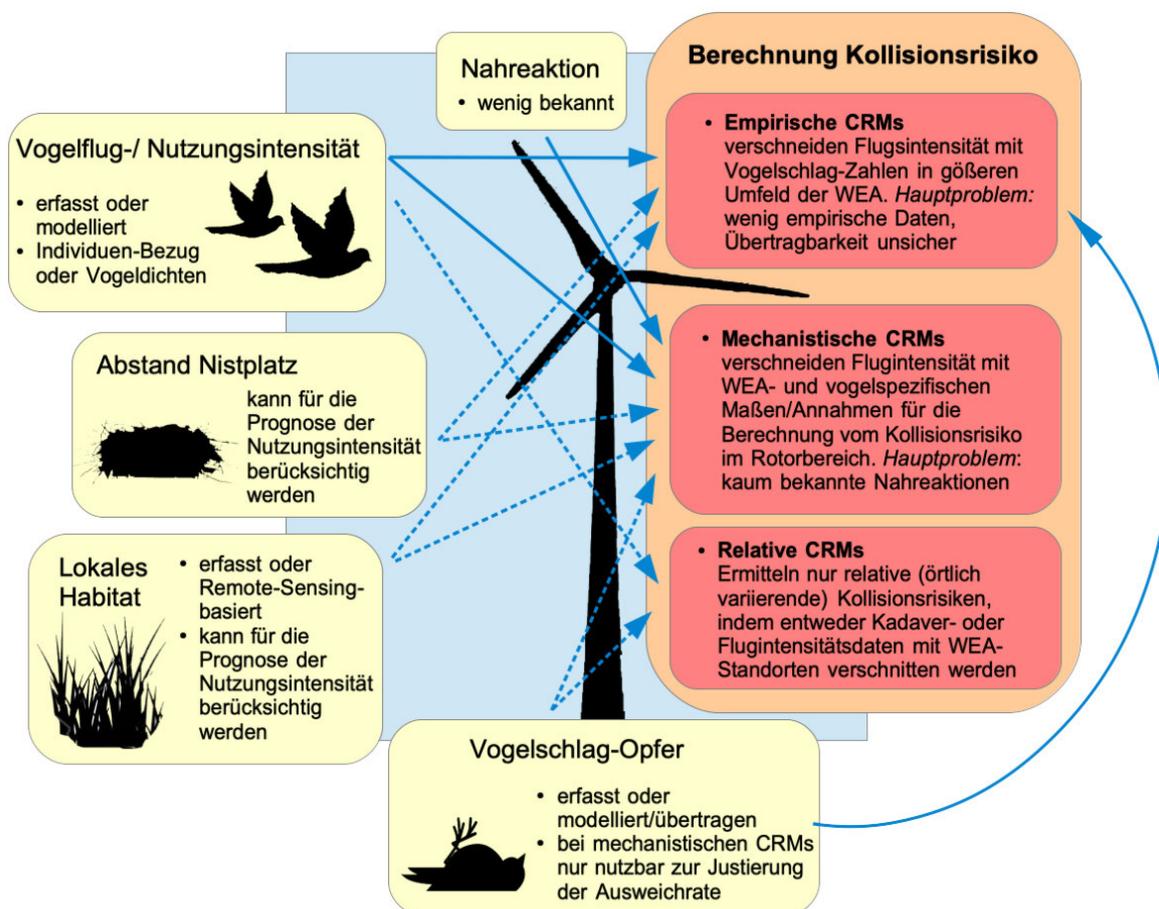


Abb. 2.1 Überblick zu notwendigen (durchgezogene Pfeile) und möglichen (gestrichelte Pfeile) Eingangsparametern (gelbe Boxen) zur Berechnung des Kollisionsrisikos durch empirische, mechanistische oder relative Kollisionsrisikomodelle (CRM – rote Boxen). Mögliche Variationen der Eingangsparameter sind in den gelben Boxen stichpunktartig aufgeführt.

2.2.1 Mechanistische Modelle

Modell von Tucker (1996a, 1996b): Das wohl erste (mechanistische) CRM wurde von Tucker 1996 veröffentlicht (1996a, 1996b). Hier findet erstmals eine Berechnung von Kollisionsrisiken statt, die von morphologischen/geometrischen Eigenschaften des Vogels sowie von WEA-spezifischen Eigenschaften abhängen. In vielen Punkten sind die präsentierten Berechnungen noch sehr approximativ und sind derzeit wesentlich ausgearbeiteter verfügbar.

Modell von Podolsky (2003): Der Autor entwickelte ein mechanistisches CRM, welches in vielen Punkten ähnlich zu Band (2007) und Tucker (1996a, 1996b) ist. Der Vogelschlag wird mittels vieler Approximationen bzgl. WEA-Eigenschaften und Morphologie/Geometrie des Vogels berechnet. Vögel werden bspw. als Kreuz approximiert, beliebige Einflugwinkel sind erlaubt. Dieses CRM

betrachtet erstmals ein Ausweichverhalten, welches für einen gewissen Anteil der durchfliegenden Vögel angenommen wird.

Das sog. „Band-Modell“ (Band, 2000; Band et al., 2007): dieses populäre (und kontinuierlich weiterentwickelte) mechanistische CRM wurde ebenfalls in den Neunzigern konzipiert und im Jahr 2000 erstmals veröffentlicht (Band, 2000; Band et al., 2007). Insbesondere werden hier zwei Berechnungen miteinander kombiniert: (1) die Anzahl der Vögel, die pro Zeiteinheit durch den kritischen Rotorbereich fliegen und (2) die Wahrscheinlichkeit, dass ein Vogel dabei mit einem der Rotorblätter kollidiert. Für die erste Berechnung gehen metrische Maße der WEA (Höhe, Breite, Rotorfläche/-radius) ein sowie die Durchflugsintensität erfasster Vögel. Die Flugrichtung wird hier immer approximativ senkrecht zur Rotorfläche angenommen, mit dem Argument, dass eine relative Schrägstellung der Rotoren zur Flugrichtung zwar eine kleinere Fläche, dafür aber eine längere Durchflugszeit zur Folge hat. Für die Berechnung des zweiten Schrittes werden die Vogelgröße (Länge und Flügelspannweite), Breite und Abstand der Rotorblätter, die Rotordrehzahl (Zahl der Umdrehungen pro Minute) und die Fluggeschwindigkeit der Vögel verwendet. Zudem wird angemerkt, dass all diese Parameter bspw. für verschiedene Sektoren der WEA, verschiedene Jahreszeiten, sowie Charakteristika des artspezifischen Flugverhaltens betrachtet/adaptiert werden können (Band, 2000). Einschränkungen dieser Methode sind, dass viele approximative Maße / Simplifikationen verwendet werden, wie z. B. die Kreuzform des Vogels (wobei in den derzeitigen Band-Modellen jedoch zwischen verschiedenen Flugmodi („flapping“ vs. „gliding“) unterschieden werden kann), oder die Annahme einer gleichmäßigen Vogelgeschwindigkeit bei unterschiedlichen Höhen und Windbedingungen. Ein kritisches Maß bei der Berechnung des finalen Vogelschlagrisikos ist (wie in allen anderen mechanistischen CRM) die Ausweichrate, die in Textbox 1 näher erläutert ist.

Update des Band-Modells (Band, 2012) - "**SOSS-Band-Modell²**": Obwohl dieses Modell in erster Linie eine Spezifizierung des Band-Modells für die offshore-Situation darstellt, enthält der präsentierte Ansatz auch mehrere Aspekte, die für die onshore-Situation eine Verbesserung darstellen. Insbesondere wird der Modellansatz von (Band et al., 2007) u. a. dahingehend erweitert, dass Flughöhendaten integriert werden können, sowie die direkte Berücksichtigung/Integration von Daten aus Zugvogelbeobachtungen. Auch Tideneffekte (die einen Einfluss auf die effektive Turbinenhöhe über Wasser haben) können integriert werden. Die neueste Version findet sich unter Caneco et al. (2022) publiziert.

Modell von McAdam (2005): Dieser Ansatz basiert auf Band (2000), betrachtet aber den Kollisionsprozess mittels stochastischer Simulationen, nämlich einem Monte-Carlo-Ansatz. Dieser berücksichtigt variierende Flughöhe und Windverhältnisse bzw. wie Wind die Flugbewegung und damit das Kollisionsrisiko beeinflussen kann. Es werden variable Einflugwinkel betrachtet, die Körperausrichtung des Vogels relativ zur Rotorscheibe wird aber konstant orthogonal angenommen.

Modell von Desholm (2006; 2006): Für die offshore-Situation geeignetes CRM, welches die Vogelflugintensität mit einem gemischten Ansatz von Radardaten und einem damit parametrisierten stochastischem Simulationsframework abgeschätzt. Heterogene horizontale und vertikale Flugdichten werden ebenso berücksichtigt wie das Windverhalten, welches Rotorausrichtung und

² SOSS = Strategic Ornithological Support Services; dieses Update wurde im Rahmen des SOSS Programms erstellt, im Rahmens einen Leitfadens (guidance document) für Offshore-Wind Planungen.

Kollisionswahrscheinlichkeit beeinflusst. Das Kollisionsrisiko selbst leitet sich aus den Berechnungen von Tucker (1996b) ab, wobei jedoch eine Änderung des Kollisionsrisikos mit dem Wind (upwind vs. downwind) mit modelliert wird. Die Ausweichrate wird intensiv thematisiert (vgl. hierzu auch Textbox 1); die Autoren weisen darauf hin, dass die Ausweichrate das Ergebnis unproportional stark beeinflusst, und nur wenig darüber bekannt ist.

Modell von Holmstrom et al. (2011): Dieses Modell ist eng angelehnt an die Methoden von Band (2007) und Tucker (1996a, 1996b), allerdings erweitert um die Berücksichtigung beliebiger Einflugwinkel (relativ zur WEA).

Modell von Eichhorn et al. (2012): Hier wird das Vogelfluggeschehen über ein "individual-based model" (IBM) simuliert/modelliert, welches sowohl Distanz zum Brutplatz, das lokale Habitat, die Distanz zur WEA sowie mögliche Verhaltensmodi mitberücksichtigt. Die Kollisionswahrscheinlichkeit selbst wird dann wieder anhand des mechanistischen Modells von Band et al. (2007) berechnet, wenn, der Simulation nach, eine entsprechende Zelle vom Vogel besucht wird. Das Band-Modell wird jedoch in Interaktion mit einer exponentiell fallenden Funktion (bzgl. der Distanz zur WEA) betrachtet, die wiederum artspezifische Faktoren beinhaltet. Hier wird also ein IBM mit einem existierenden CRM zusammengeführt. Die Ausweichrate wird, wie bei den meisten anderen Modellen auch, als Konstante integriert.

Modell von Smales et al. (2013): Angelehnt an die Vorgehensweise von Band et al. (2007), es wird jedoch nicht die vom Einflugwinkel abhängige Durchflugszeit mit der entsprechenden dem Vogel präsentierten (u. U. ellipsoiden) Rotorfläche verrechnet, sondern der Effekt beliebiger Einflugwinkel explizit betrachtet, indem die mittlere dem Vogel präsentierte Rotorflächengröße berechnet wird. Auch werden nicht nur die rotierenden, sondern auch die statischen Elemente einer WEA bei der Berechnung des Kollisionsrisikos mitberücksichtigt. Auch eine Ausdehnung auf Windparks (d. h., auf mehrere WEA) wird präsentiert/diskutiert.

Modell von Bolker et al. (2014): Basiert im Wesentlichen auf Band und Band et al. (2000; 2007), konzentriert sich aber auf den Aspekt von Windparks (d. h., auf die gleichzeitige Betrachtung mehrerer WEA) und den Einfluss der spezifischen Windpark-Geometrie auf das Vogelschlagrisiko.

Modell von Johnston et al. (2014): Erweitert die Ansätze von Band und Band et al. (2000; 2007), um die heterogene Flughöhe mit zu berücksichtigen, da sowohl die Vogelverteilung (in der Höhe) als auch WEA-spezifische Maße mit der Höhe im kritischen Bereich variieren. Diese beiden Faktoren sind zudem kollinear und können daher nicht einfach als Faktoren multipliziert werden, sodass die Berechnungen hier numerisch gelöst werden.

Modell von Christie und Urquhart (2015): Ist eine weitere Verfeinerung des Band-Modells, bei dem schräge Einflugwinkel sowie Windgeschwindigkeit mit in die Berechnungen einbezogen werden können. Ein entsprechendes Excel-Sheet für die Berechnungen ist online verfügbar (<https://www.natural-research.org/ecological-consultancy-company/ornithology/collision-risk-modelling>).

Textbox 1: Ausweichrate / „avoidance rate“

In mechanistischen CRM charakterisiert der Parameter „Ausweichrate“ („avoidance rate“) die Wahrscheinlichkeit des lokalen Ausweichverhaltens des Vogels, indem der WEA-Bereich umflogen wird, wodurch das Kollisionsrisiko gesenkt wird. Ausweichraten wurden in ersten Arbeiten mit 95 % angenommen (W. Band et al., 2007), mit der Anmerkung, dass diese in der Realität vermutlich höher liegen. Derzeit wird bspw. häufig eine Ausweichrate von 98 % angenommen (z. B. Reichenbach und Aussieker (2021)) und nur im Kontext zusätzlicher empirischer Erkenntnisse wird von dieser Annahme u. U. artspezifisch abgewichen (SNH 2018). 2012 wurde eine weitere Aktualisierung von Band zu seinem CRM veröffentlicht (Band, 2012), welches in dieser Form noch heute angewandt wird. Als Standard werden hier mehrere Ausweichraten (95 %, 98 %, 99 % und 99,5 %) vergleichend betrachtet, wobei in der Praxis für manche Arten sogar noch höhere Raten empfohlen werden.

Das Ausweichverhalten kann prinzipiell auf verschiedenen örtlichen Skalen stattfinden, es wird daher zwischen Mikro-, Meso- und Makroskala unterschieden (Band 2012; Cook et al. 2014; May 2015). Datenverfügbarkeit, Methodik und zu erwartende Schärfe bei der Abschätzung bzgl. dieser unterschiedlichen Ausweichraten kann in hohem Maße unterschiedlich sein. So ist die Mikro-Ausweichrate – die sich auf Ausweichverhalten im starken Nahbereich bezieht – oft am schwierigsten zu quantifizieren. Die Meso-Skala berücksichtigt das Umfliegen einzelner WEA, wohingegen die Makro-Skala das Meiden ganzer Parks charakterisiert.

Im Kontrast zu den immer detaillierteren mechanistischen Betrachtungen/Berechnungen in jüngsten CRM steht die Tatsache, dass die Ausweichrate immer noch empirisch oft sehr ungenügend charakterisiert ist (Desholm, 2006; Desholm et al., 2006; Schreiber, 2021), jedoch die Ergebnisse des CRM in hohem Maße beeinflussen kann (Chamberlain et al., 2006) – insbesondere bei Änderungen der Ausweichrate im oberen Prozentbereich. Zudem wird in der Literatur heterogen gehandhabt, worauf sich die Ausweichrate genau bezieht. Im Kontext der Band-Modelle bezieht sie sich bspw. i. d. R. auf eine Kugel mit Rotordurchmesser um die Nabe; die mögliche Schrägstellung des Rotors (relativ zum Vogel) wird dann mit der Durchflugszeit verrechnet (Band 2012). Bspw. in der BDEW-Studie (BDEW 2021) bezieht sich die Ausweichrate jedoch auf den vom Rotor überstrichenen Raum („Risikobereich“ – vgl. Abb. 3.9) weswegen die Durchflugszeit aus allen möglichen Winkeln durch die Scheibe explizit berücksichtigt werden muss. Auch können sich Ausweichraten auf den 2D-Kreis um den WEA-Mast (in der Ebene) oder die 3D-Kugel um Turbinen beziehen (in der vorliegenden Pilotstudie intensiv diskutiert). Ebenfalls wichtig zu unterscheiden ist die Tatsache, ob bei einer genannten Ausweichrate auch die vertikale Flughöhenverteilung integriert ist (wie z. B. bei Urquhart und Whitfield (2016)) oder nicht.

In der vorliegenden Studie beziehen sich alle präsentierten Ausweichraten ausschließlich auf diejenigen Prozesse, die ein aktives Ausweichen des Vogels beinhalten. Indirekte Reduktionseffekte (wie bspw. durch die Flughöhenverteilung und/oder das lokale Habitat) werden separat berücksichtigt. Zudem wird in den meisten mechanistischen Modellen die Ausweichrate zum Schluss und als separater Faktor berücksichtigt und beschreibt somit die Abweichung des realen Flugverhaltens von dem angenommenen/geschätzten Flugverhalten. Wie im Rahmen dieser Studie gezeigt wird, kann bspw. die Meso-Ausweichrate bei Analyse von realen Flugaktivitätsdaten (GPS, LRF) in der Nähe von WEA in der Modellierung der 3D-Raumnutzung berücksichtigt werden, und wird daher nicht separat als finaler Faktor multipliziert.

Empirische CRM benötigen keine direkte Verwendung/Quantifizierung einer Ausweichrate, da sie Vogelflugintensität und Vogelschlagopfer in einem größeren Bereich der Anlage miteinander in Bezug setzen. Darüber werden dann empirische Vogelschlagraten berechnet, die das lokale Ausweichverhalten indirekt mit beinhalten.

Modell von Männel, Reichenbach und Aussieker (Männel, 2021; Reichenbach, M. und Aussieker, T., 2021): Erweiterung des Band-Ansatzes. Im Unterschied zum Band-Modell werden hier nicht die Flugbewegungen direkt für die Analyse der Flugintensitäten verwendet, sondern eine Aufenthaltswahrscheinlichkeit in Abhängigkeit u. a. von verschiedenen Distanzringen vom Brutplatz basierend auf empirischen Daten evaluiert. Die ggf. heterogene Flughöhe wird berücksichtigt, nicht aber in Abhängigkeit des Abstands zur WEA (analog zum SOSS-Band Modell). Auch wenn die grundsätzliche Modellierungsidee vergleichbar ist, sei angemerkt, dass sich der Fokus beider Studien (bspw. im Kontext von Signifikanzprüfung / Populationsrelevanz / Vermeidungserfordernisse) unterscheidet.

Modell von Schreiber (2021): Dieser Ansatz verfolgt eine ähnliche Strategie wie die Band-Modelle bzw. der Ansatz vom BDEW-Modell (BDEW, 2021) bzw. Männel (2021) sowie Reichenbach und Aussieker (2021). Insbesondere werden artspezifische Aufenthaltswahrscheinlichkeiten im Rotorbereich abgeschätzt (u.a. basierend auf Brutzeit-Länge, Flugaktivität am Tag, Flugaktivität im Risikobereich/kritische Höhe), wobei auch die Distanz zum Nest anhand empirischer Daten mitberücksichtigt wird. Zudem wird für verschiedene Greifvogelarten eine Ausweichrate (hier 98,25 %) angenommen.

„BDEW-Modell“ (2021): präsentiert in BDEW (2021). Dieser Ansatz erweitert im Wesentlichen die Arbeiten von bspw. Hötter (2017) sowie Reichenbach und Aussieker (2021) um das Habitatpotenzial, d. h. neben den bereits eingearbeiteten Parametern (wie bspw. Abstand zum Brutplatz) wird eine potenzielle Meidung/Attraktion des lokalen Habitats mitberücksichtigt, die allerdings weiterhin lokale gutachterliche Einschätzungen erfordert. Bzgl. der mechanistischen Aspekte des Modells gibt es verschiedene Abweichungen vom „Band-Ansatz“, bspw. wird die mögliche Schrägstellung des Rotors (relativ zum Vogel) nicht mit der dem Vogel präsentierten geringeren Fläche verrechnet, sondern explizit die Flugzeit aus verschiedenen Einflugwinkeln numerisch berechnet und integriert. Damit einhergehend bezieht sich die verwendete Ausweichrate von 99 % auf den Risikobereich (vgl. Textbox 2), nicht auf einen Kreis in der Ebene (2D) oder eine Kugel (3D) um die WEA-Nabe, und beinhaltet sowohl Meso- als auch Mikro-avoidance.

2.2.2 Empirische Modelle

„Mixture Modell“ von Korner-Nievergelt et al. (2013): Hier wird ein Bayesischer Ansatz („Mixture Models“ basierend auf den „N-Mixture Models von Royle (2004)“) dazu verwendet, Informationen über Flugdichten mit empirischen Kadaverdaten zu verschneiden – unter Berücksichtigung der i. d. R. unvollständigen Detektion von Kadavern. Insbesondere setzt sich das Modell aus einem (u. U. vielschichtigen) Untermodell für den Kadaver-Auffindprozess und einem Untermodell für den Kollisionsprozess zusammen und kann auf diesem Wege die imperfekte Detektion von Parametern (bspw. durch Übersehen oder Abtransport von Aasfressern) mitberücksichtigen. Das Modell erlaubt zudem die Berücksichtigung von verschiedenen lokalen Parametern, wie Windgeschwindigkeit oder Rotordurchmesser/Turbinentyp und kann daher bei gegebenen (empirisch erhobenen oder modellierten) Flugdichten für die Vorhersage von Kollisionszahlen genutzt werden. Das Modell wurde in verschiedenen Studien für die Schätzung von Vogel- oder Fledermaus-Kadaverzahlen eingesetzt (Behr et al., 2018; Bellebaum et al., 2013; Grünkorn et al., 2017).

Modell von New et al. (2015): Die Autoren konzentrieren sich u. a. auf die Tatsache, dass die Schätzunsicherheiten bzgl. der berechneten Wahrscheinlichkeiten durch mechanistische CRM i. d. R. nicht

korrekt berechnet/angegeben werden. Hier wird für die Modellierung ein Bayesischer Modellierungsansatz verwendet, welcher die Berechnung und Propagation der empirischen Unsicherheiten in finale Schätzwerte erleichtert. In der exemplarisch gezeigten Anwendung gehen Monitoringdaten der Flugaktivität vor Konstruktion der WEA für die Schätzung ein, die mit Vogelschlagraten aus anderen Studien ins Verhältnis gesetzt werden, die wiederum als Prior-Information bei der Modellierung verwendet werden. Zusätzliche Vogelflug- oder Kadaverdaten bspw. aus der Phase nach der WEA-Konstruktion oder von externen Studien können problemlos integriert werden. Mechanistische Details zur Kollision werden nicht explizit modelliert, stattdessen resultiert die Kollisionswahrscheinlichkeit aus einem Parameter, der im Modell-Fitting-Prozess abgeschätzt wird. Hierbei spielen Vorab-Informationen (in Form von Bayesischen Priors) eine wichtige Rolle, die Daten zu artspezifischen Flugaktivitäten und Kollisionswahrscheinlichkeiten aus vorherigen Studien integrieren können. Je mehr zusätzliche empirische Daten (zu Flugaktivität und Kollisionen) als Priors (von externen Projekten) oder direkt als Daten im Modellfit (wenn sie aus dem betrachteten Gebiet stammen) eingespeist werden, desto präziser wird das Kollisionsrisiko geschätzt. Zusammengefasst ist der Vorteil dieser Methode das direkte Verwerten von Felddaten zu Flugaktivität und ggf. Kollisionsoffern, aus denen Kollisionsrisiken dann empirisch (nicht mechanistisch) abgeleitet werden (analog zur Vorgehensweise in Mercker und Jödicke (2021) bzgl. Vogelschlag an Freileitungen). Das Modell weist allerdings statistische Schwachstellen auf, z.B. nimmt es für die Aufenthaltsdauer der Vögel im Rotorbereich eine Poissonverteilung an, womit das Resultat davon abhängt, in welcher Einheit (h, min oder sec) die Dauer gemessen wird (F. Korner-Nievergelt mdl. Mitt.).

Modell von Kleyheeg-Hartman et al. (2018) – „Flux collision model“ (FCM): Ähnlich wie bei New et al. (2015) werden Details zum Kollisionsmechanismus nicht explizit modelliert, die Kollisionswahrscheinlichkeit wird hingegen basierend auf empirischen Flug- vs. Kadaverdaten abgeschätzt. Je mehr Daten in das Modell eingespeist werden, desto besser wird das Kollisionsrisiko abgeschätzt. Da die empirischen Erhebungen i. d. R. nicht für das Gebiet, in welchem die Erfassung stattfindet, erhoben wurden, werden Methoden/Metriken zur Umrechnung auf andere Windpark-/WEA-Verhältnisse präsentiert. Das Modell selbst und dessen Präsentation ist jedoch noch in mehreren Punkten problematisch. U. a. wird für die Berechnung des Kollisionsrisikos eine große Anzahl von Faktoren miteinander multipliziert; eine mögliche Kollinearität zwischen den Faktoren wird damit vernachlässigt. Auch (anders als bei den o. g. Bayesischen Ansätzen) wird keine Berechnung von Schätzunsicherheiten präsentiert.

2.2.3 Relative Modelle

Modell von Oloo et al. (2018): Vor allem für großräumige Analysen ziehender Vögel – hier exemplarisch auf den Weißstorch angewendet. Die Autoren analysieren Trackingdaten und parametrisieren damit ein „individual based model“ (IBM), um damit die Zugkorridore in Ostafrika zu ermitteln. Dafür nutzen sie neben den Trackingdaten auch diverse Umweltparameter als Prädiktoren (u. a. Vegetationsindizes, wetterabhängige Variablen sowie die menschliche Siedlungsdichte). Diese aufgrund der IBMs ermittelten Zugkorridore wurden mit potenziellen Windkraftgebieten überschritten, um so relative Risikokarten zu erstellen.

Modell von Tikkanen et al. (2018): Relative Kollisionsrisiken (in Abhängigkeit vom Ort) werden abgeleitet aus modellierter Habitatselektion und Flugaktivität – in Abhängigkeit von verschiedenen Variablen wie z. B. dem Nest-Standort, oder auch flächig verteilten Habitaten. Exemplarisch wurden

Präferenzen mittels „resource selection functions“ (RSFs) aus GPS-basierten Flugdaten von Steinadlern ermittelt, wobei auch die Flughöhe und Flugaktivität berücksichtigt wurde. Statt absoluten Kollisionsrisiken ermitteln die Autoren räumliche Karten mit relativem Kollisionsrisiko, indem Karten zu WEA-Details mit den modellierten Habitatselektions-Karten verschnitten werden.

Modell von Khosravifard et al. (2020): Dieser Modellansatz befasst sich mit der Modellierung von Vogeldichten im Bereich von WEA-Standorten, wofür verschiedene artspezifische 2D- und 3D-Homerange-Schätzer (angewendet auf empirische Daten) miteinander verglichen werden. Eine explizite Berechnung des Vogelschlags findet nicht statt, es werden nur relative Risiken im 3D-Raum berechnet, indem Aufenthaltswahrscheinlichkeiten mit WEA-Standorten verschnitten werden.

Model von Bose et al. (2020): Ein relatives CRM, welches insbesondere auf Grundlage von Todfunden mit lokalen Habitat- und WEA-Parametern verschnitten wird. Dafür werden Machine-Learning-Techniken eingesetzt. Der Fokus liegt auf relativen Risikokarten, eine Bezugnahme zu Vogeldichten findet nicht statt.

Tab. 2.1 *Berechnungsmethoden für die Anzahl potenzieller Durchflüge im Risikobereich. Autoren und besondere Charakteristika der entsprechenden Methoden werden zusammengefasst.*

Quelle	Berechnungsmethode Durchflüge
(Tucker, 1996a, 1996b)	Konstante Durchflugdichten und -höhen.
(Band, 2000; Band et al., 2007)	Durchflugintensität basiert auf empirischen Vogelflugdaten. Insbesondere wird die mittlere Durchflugsintensität erfasster Vögel mit metrischen Maßen der WEA (Höhe, Breite) sowie der Rotorfläche/-radius verrechnet. Die Flugrichtung wird hier immer approximativ senkrecht zur Rotorfläche angenommen.
(Podolsky, 2003)	Konstante Durchflugdichten und -höhen im kritischen Bereich, jedoch beliebige Einflugwinkel.
(Desholm, 2006; Desholm et al., 2006)	Flugintensitäten aus Radar-Informationen abgeleitet, mit denen dann ein stochastisches Simulationsmodell parametrisiert wird. Heterogene horizontale und vertikale Flugdichten werden berücksichtigt; ebenfalls das Windverhalten (beeinflusst Rotorausrichtung und Kollisionswahrscheinlichkeit). Der Schwerpunkt der Arbeit liegt auf den Erfassungsmethoden.
(Band, 2012)	Erweitert (Band et al., 2007) dahingehend, dass (u. U. nicht sehr umfangreiche) Zugvogel-Erfassungsdaten für die Berechnung der Durchflugintensität zugrunde gelegt werden können und Flughöhendaten mitberücksichtigt werden. Auch Tideneffekte können integriert werden.
(Eichhorn et al., 2012)	Die Anzahl der potenziellen Durchflüge wird über ein „individual-based model“ (IBM) simuliert, welches den Brutplatz, den Abstand zur WEA, das Verhalten, die Flughöhe und das Habitat mitberücksichtigt.
(Smales et al., 2013)	Verwendet empirische Vogelflugdaten, um daraus einen „density flux“ zu berechnen, der dann in das Kollisionsmodell einfließt und die Betrachtung beliebiger Einflugwinkel erlaubt. Der Schwerpunkt liegt (im Gegensatz zu den Arbeiten von Desholm et al – s.o.) auf der Modellierung.
(Bolker et al., 2014)	Wie in den Arbeiten von Band und Band et al. (2000,2007) aber unter Einbeziehung der spezifischen Geometrie/Verteilung von Windenergieanlagen in Windparks.
(New et al., 2015)	Hauptsächlich basierend auf empirischen Daten (Flugbeobachtungen) aus der „pre-construction-Phase“ in einem Bayesischen Framework, „post-construction-Daten“ (sowie externe Daten als Bayses'sche Prior Information) können hinzugenommen werden.
(Tikkanen et al., 2018)	Berechnet/modelliert Flughöhen und Aufenthaltswahrscheinlichkeiten basierend auf „Resource Selection Functions“ (RSFs), die wiederum über GPS-Daten parametrisiert werden.
(Oloo et al., 2018)	Konzeptionell ähnlich wie der Ansatz von Tikkanen et al. (2018), nur mittels „individual based model“ anstatt RSFs und auf größerer örtlicher Skala. Es wird ein „data-driven agent-based model“ entwickelt und angewendet.
(Khosravifard et al., 2020)	Berechnung der Vogeldichten mittels verschiedener Homerange-Schätzer (auch 3D). Konzeptionell ähnlich wie der Ansatz von Tikkanen, nur mit IBMs und auf großer örtlicher Skala.
(Bose et al., 2020)	Hier werden (nicht systematisch erhobene) Vogelschlagopfer mit Distanzen zu verschiedenen Landnutzungstypen verschnitten, um dann mittels Machine-Learning (ML) Techniken Karten mit relativem Kollisionsrisiko zu erstellen.
(Männel, 2021; Reichenbach, M. und Aussieker, T., 2021)	Angelehnt an den Band Ansatz. Hier wird aber die Distanz zum Brutplatz bei der Berechnung der Aufenthaltswahrscheinlichkeit (aus empirischen Daten) im kritischen WEA-Bereich mitberücksichtigt. Heterogene Flughöhen werden mit einbezogen, aber als örtlich konstant angenommen.
(Schreiber, 2021)	Ähnlich wie in den Arbeiten von Männel (2021) sowie Reichenbach & Aussieker (2021): vielfältige Parameter (u. a. Aufenthaltswahrscheinlichkeit in Abh. von der Distanz zum Brutplatz, Flugzeiten) werden entweder aus empirischen Daten ermittelt oder aus existierenden Studien übernommen. Kollisionsrisikoberechnung angelehnt an den Band-Ansatz. Hier wird aber die Distanz zum Brutplatz bei der Berechnung der Aufenthaltswahrscheinlichkeit im kritischen WEA-Bereich mitberücksichtigt.
(BDEW, 2021)	Angelehnt an Männel (2021) sowie Reichenbach & Aussieker (2021). Neuigkeit dieses Ansatzes (u. a.): vorherige Ansätze werden um das Habitatpotenzial erweitert. D. h., neben den in vorherigen Modellen bereits berücksichtigten Parametern (wie bspw. Abstand zum Brutplatz) wird eine potenzielle Meidung/Attraktion des lokalen Habitats mit eingeschlossen.

Tab. 2.2 Berechnungsmethoden Kollisionsrisiko. Autoren und besondere Charakteristika der entsprechenden Methoden werden zusammengefasst.

Quelle	Berechnungsmethode Kollisionsrisiko
(Tucker, 1996a, 1996b)	Mechanistisches CRM. Erste Berechnungen von Kollisionsrisiken in Abhängigkeit von morphometrischen Vogel- sowie WEA-Eigenschaften. In vielen Punkten noch sehr approximativ.
(Podolsky, 2003)	Mechanistisches CRM. Ähnlich den Arbeiten von Band (2007) und Tucker (1996b). Vögel werden als Kreuz approximiert, beliebige Einflugwinkel.
(McAdam, 2005)	Mechanistisches CRM. Ebenfalls Erweiterung des Band-Modells um Einflugwinkel, Flughöhe und Windgeschwindigkeit – aber basierend auf Monte-Carlo-Prozessen. Körperausrichtung relativ zur Rotorscheibe bleibt aber gleich.
(Desholm, 2006; Desholm et al., 2006)	Mechanistisches CRM. Angelehnt an Tucker (1996b), aber ergänzt um Wind (Gegen-/Rückenwind beeinflusst Kollisionsrisiko).
(Band et al., 2007)	Mechanistisches CRM. Gleiches Prinzip wie Tucker (1996b), aber weniger Approximationen / realistischer. Aber: Rotorblätter haben keine Tiefe und Vögel sind noch als Kreuz approximiert (beides kann zu Unterschätzungen durch das CRM führen (Masden und Cook, 2016)). Nimmt nur Flüge an, die senkrecht auf die Rotorscheibe treffen, und nur sich bewegende Elemente (nicht der Turm) sind berücksichtigt – beides kann weiter zur Unterschätzung des Kollisionsrisikos beitragen (Band, 2012; Masden und Cook, 2016).
(Holmstrom et al., 2011)	Mechanistisches CRM. Eng angelehnt und die Methoden von Band (2007) und Tucker (1996a,1996b), allerdings erweitert um beliebige Einflugwinkel relativ zur Rotorscheibe.
(Band, 2012)	Mechanistisches CRM – auch „SOSS-Band Modell“ genannt. In hohem Maße basierend auf dem Modell von Band et al. (2007), aber in vielen Punkten flexibler oder besser erklärt/etabliert, wie z. B. bei der Integration von tidebedingten Änderungen (für die offshore-Anwendung) oder dem Berücksichtigen von Daten zur Flughöhenverteilung.
(Eichhorn et al., 2012)	Mechanistisches CRM. Basierend auf Band et al. (2007), jedoch in Interaktion mit einer exponentiell fallenden Funktion (fallend mit der Distanz zur WEA), die wiederum artspezifische Faktoren beinhaltet.
(Korner-Nievergelt et al., 2013)	Empirisches CRM. Bayesisches „mixture model“, modelliert explizit die ineinander geschachtelten Prozesse von Vogeldichte, Vogelschlag und dem imperfekten Auffinden der Kadaver. Erlaubt Berücksichtigung von Wind- und/oder WEA-spezifischen Parametern. Kann für die Vorhersage von Kadaverzahlen basierend auf Flugdichten (und WEA-spezifischen Parametern) eingesetzt werden.
(Smales et al., 2013)	Mechanistisches CRM. Von der Grundidee ähnlich wie Band et al. (2007), arbeitet aber mit „Bird flux densities“ und erlaubt die Betrachtung beliebiger Einflugwinkel. Beinhaltet erstmals, neben rotierenden, auch statische Elemente bei der Berechnung des Kollisionsrisikos. Auch Ausdehnung auf mehrere WEA (also Windparks) wird präsentiert/diskutiert.
(Johnston et al., 2014)	Mechanistisches CRM. Erweitert die Ansätze von Band (2012) und Band et al. (2007), die heterogene Flughöhe mit zu berücksichtigen, da sowohl die Vogelverteilung (in der Höhe) als auch die vom Rotorblatt überstrichene Breite mit der Höhe im kritischen Bereich variieren und zudem kollinear sind (daher also nicht einfach als Faktoren multipliziert werden können). Die Berechnungen werden numerisch gelöst, was das Modell weniger robust machen kann (Cook et al., 2014).
(Bolker et al., 2014)	Mechanistisches CRM. Wie in den Arbeiten von Band et al. (2000;2007;2012b), aber unter Einbeziehung der spezifischen Geometrie/Verteilung von WEA in Windparks.
(New et al., 2015)	Empirisches CRM. Bayes’sches Regressions-Framework; Verrechnung von Vogelflugdaten und Kadaverdaten. Daten aus externen Versuchen können als Prior-Information einfließen, Daten aus dem zu betrachteten Gebiet direkt als Daten im Bayes’schen Modell. Schätz-Unsicherheiten werden erstmals korrekt in finale Risikoschätzungen transferiert. Benötigt Vogelflug- und Kadaverdaten.
(Christie und Urquhart, 2015)	Mechanistisches CRM. Erweiterung des Band-Modells um Einflugwinkel und Windgeschwindigkeit.

Quelle	Berechnungsmethode Kollisionsrisiko
(Tikkanen et al., 2018)	Relatives CRM. Insbesondere wird ein relativer „air space use“ berechnet, der dann mit Details zur WEA verschnitten werden kann.
(Oloo et al., 2018)	Relatives CRM. Insbesondere werden Karten mit relativer Nutzungsintensität modelliert, die dann mit Details zu WEA verschnitten werden können.
(Kleyheeg-Hartman et al., 2018)	Empirisches CRM. Basiert (analog zu den mechanistischen CRM) auf der Multiplikation verschiedener Faktoren die bspw. Vogeldichten, Meidung, und WEA/Windpark-spezifische Eigenschaften repräsentieren. Benötigt Vogelflug- und Kadaverdaten.
(Bose et al., 2020)	Relatives CRM. Empirische (Schlagopfer-fundierte) Vorhersage von „collision risk areas“
(Schreiber, 2021)	Mechanistisches CRM. Simplerer Ansatz als bei den Band-Modellen, bspw. ohne explizite Berücksichtigung von Vogelgröße, -form und/oder Flugrichtung, sondern auf der direkten Verrechnung von Aufenthaltswahrscheinlichkeitsdauer (pro Brutsaison) im Rotorbereich, vs. der Häufigkeit, mit der jeder Punkt des Rotorbereiches pro Zeiteinheit durchlaufen wird.

2.3 Zusammenfassung und Auswahl der zu vergleichenden CRM

Wie in Kapitel 2.1-2.2 beschrieben, wurden in den vergangenen Jahrzehnten drei grundsätzlich unterschiedliche methodische Zugänge zur Modellierung des Kollisionsrisikos von Vögeln und WEA etabliert, die kontinuierlich weiterentwickelt wurden und werden: die „mechanistischen CRM“, die „empirischen CRM“ sowie die „relativen CRM“, wobei letztere aufgrund des Schätzens von nur relativen Kollisionsrisiken für diese Studie nicht relevant sind.

Es war vor Beginn dieser Studie nicht klar, ob im Kontext der aktuellen Datengrundlage mechanistische oder empirische CRM eine präzisere Abschätzung des Kollisionsrisikos erlauben. Empirische Daten, aus denen sich Nahreaktionen von Vögeln an WEA abschätzen lassen (wie bspw. eng getaktete GPS-Daten, Laser Rangefinder (LRF)-Daten, Radardaten oder Kameradaten), würden bspw. zu einer höheren Präzision der mechanistischen CRM führen, wohingegen empirische Daten zu Vogelflug vs. Vogelschlag an WEA die Nutzung der empirischen CRM begünstigen würde.

Aus diesem Grund werden im Kontext dieser Studie beide Ansätze (empirische vs. mechanistische CRM) miteinander verglichen, indem möglichst viele geeignete WEA-nahe Vogelflug- und Kadaverdaten aus unterschiedlichen (überwiegend nationalen) Projekten akquiriert wurden, um dann auf dieser empirischen Basis bestimmen zu können, welche der beiden Methoden für welche Vogelarten(gruppen) die präziseren Vorhersagen liefert. Hierbei werden erstmals bzgl. der mechanistischen CRM sämtliche Unsicherheiten der im Modell enthaltenen Parameter mittels geeigneter statistischer Methoden ermittelt und in die finalen Kollisionsrisiko-Schätzwerte übertragen.

Als mechanistisches Modell verwenden wir das SOSS-Band-Modell (inklusive jüngster noch unpublizierter Erweiterungen (Bruno Caneco et al., 2022) – Details sind im Anhang A.3 gegeben), da es sich bei diesem Modell um ein international häufig und seit längerer Zeit angewendetes und sehr gut etabliertes (und diskutiertes) Modell handelt. Dabei ist neben dem Band-Modell selbst auch eine realistische Schätzung der lokalen Flugaktivität im Umfeld von WEA (bspw. in Abhängigkeit vom Habitat und vom Abstand zum Brutplatz) von großer Bedeutung. Dazu haben wir möglichst umfangreiche Vogelbewegungsdaten aus unterschiedlichen (überwiegend nationalen) Projekten akquiriert, um dann auf dieser empirischen Basis verschiedene Parameter für die Kollisions- und Raumnutzungsprognosen zu extrahieren und ein Raumnutzungsmodell zu entwickeln. Dabei bedienen

wir uns modernen statistischer Methoden zur Analyse solcher Daten, die wir in Teilen weiter etabliert/angepasst haben.

Als empirisches Modell haben wir die fachlich am besten untersetzten Modelle von Korner-Nievergelt et al. (2013), von New at al. (2015) und von Kleyheeg-Hartmann et al. (2018) genauer untersucht/diskutiert, insbesondere vor dem Hintergrund der dafür benötigten und verfügbaren empirischen Datengrundlage sowie dem prinzipiellen Problem der Übertragbarkeit.

3 PARAMETRISIERUNG, WEITERENTWICKLUNG, VERGLEICH UND VALIDIERUNG AUSGEWÄHLTER KOLLISIONSRISIKO-MODELLE

Basierend auf den Ergebnissen des vorherigen Kapitels werden in diesem Kapitel ausgewählte Kollisionsrisikomodelle (CRM) angewendet und detailliert miteinander verglichen. Hier liegt der Fokus auf der Eignung dieser Methoden für die Praxis, d. h. auf der Fragestellung, ob Kollisionsrisiken unverzerrt/realistisch geschätzt werden können und wie groß die mit den Schätzungen verbundenen Unsicherheiten sind. Insbesondere werden im Folgenden mechanistische CRM den empirischen CRM gegenübergestellt. Dabei bedienen wir uns zwar einer Reihe etablierter CRM-Methoden und -Ideen, konzentrieren uns jedoch nicht ausschließlich auf bestimmte (publizierte) Ansätze, sondern führen eine Weiterentwicklung bisheriger Ansätze durch, was sich sowohl auf die empirische Bestimmung von CRM-Parametern als auch auf die Modellierungsaspekte selbst bezieht. Hierbei nutzen wir eine große Menge an zusammengeführten Tracking- und Laser Rangefinder (LRF)-Vogelbewegungsdaten, kombinieren diese mit Habitat- und WEA-Daten, selektierten und modernen Ansätzen sowie Ideen aus der CRM-Modellierung und jüngst entwickelten statistischen Verfahren zur Analyse von Bewegungsdaten.

Dieses Kapitel untergliedert sich in zwei Unterkapitel, die sich mit den mechanistischen CRM und mit den empirischen CRM auseinandersetzen.

3.1 Mechanistische CRM

Wie im Kapitel 2 detailliert beschrieben, setzen sich mechanistische CRM aus zwei Hauptkomponenten zusammen: erstens wird die Aufenthaltswahrscheinlichkeit oder Vogeldichte im Risikobereich abgeschätzt (im Folgenden „Raumnutzungsmodell“ (RM) genannt), und zweitens das Kollisionsrisiko in diesem Bereich (im Folgenden „Kollisionsmodell“ (KM) genannt – vgl. Abb. 3.2). Über die Kombination beider Informationen kann dann das Kollisionsrisiko in Bezug zum Individuum, zur Population oder zur allgemeinen Vogeldichte (d. h., ohne Individuen-Bezug und somit eine Betrachtung auf die WEA bzw. den gesamten Windpark) gesetzt werden.

3.1.1 Empirische Datengrundlage

Um sämtliche für das RM und KM benötigten Parameter empirisch bestimmen sowie eine empirische Validierung durchführen zu können, wurden unterschiedliche Daten akquiriert. Diese unterteilen sich in vier Blöcke, namentlich Vogelbewegungsdaten, WEA-Daten, Vogelschlagdaten und Habitatdaten und sind im Folgenden (u. U. nebst Aufbereitungsschritten) näher beschrieben.

WEA-Daten. Um empirisch basiert Vogelreaktionen auf WEA untersuchen zu können, müssen alle WEA-Standorte, -Metriken (mindestens Anlagenhöhe und Rotordurchmesser) und Zeiträume (Zeitpunkt der Fertigstellung und ggf. des Abbaus) vorliegen. Hierfür wurden die in Manske et al. (2022) beschriebenen Daten verwendet (aufbereitet durch das Helmholtz Zentrum für Umweltforschung und das Deutsche Biomasseforschungszentrum), die derzeit u. E. den vollständigsten und best-validierten WEA-Datensatz für Deutschland darstellen. Zusätzliche Validierung dieses Datensatzes

erfolgte stichprobenartig mittels Daten aus den öffentlich verfügbaren Datensätzen der einzelnen Bundesländer sowie aus dem Markstammdatenregister.

Vogelbewegungsdaten. Für die Akquise der Vogelbewegungsdaten wurden insgesamt 37 verschiedene Anfragen gestellt, die sich auf alle uns bekannten (überwiegend in Deutschland erhobenen) GPS-Trackingdaten, LRF-Daten und Radardaten bezogen. Hiervon wurden uns 19 verschiedene Datensätze zur Verfügung gestellt (für einen Überblick/Kenngrößen siehe Abb. 3.1); der Rest konnte aus unterschiedlichen Gründen nicht genutzt werden (z. B. Forschungs-Interessenkonflikte, zu hohe Kosten oder zu große Einschränkungen, von der Struktur/Dichte ungeeignet oder kein Kontakt zum Autor möglich).

Insgesamt standen uns knapp 70.000.000 GPS-Datenpunkte sowie 120.000 LRF- und Radar-Datenpunkte zur Verfügung. Radardaten bezogen sich ausschließlich auf den Seeadler und wurden hinsichtlich der Artbestimmung im Vorfeld der Bereitstellung visuell überprüft/validiert; es handelte sich daher bei der Übermittlung ausschließlich um bereits geprüfte Tracks. Eine Übersicht zum relativen Anteil der unterschiedlichen Projekte (separat evaluiert nach Zeilenanzahl (=Anzahl Ortungspunkte) vs. Individuenzahl) findet sich in Abb. 3.1. Die Daten wurden harmonisiert (hinsichtlich des verwendeten geografischen Koordinatensystems) und in enger Rücksprache mit den Autoren/Autorinnen auf vielfältige Art und Weise validiert (s. auch Kapitel 6). Zudem wurden Flughöhen über Meeresspiegel oder dem Ellipsoid in Flughöhen über Grund mit Hilfe des European Digital Terrain Model (EU DTM - <https://opengeohub.org>) bzw. des Copernicus DEM Modells (<https://land.copernicus.eu/imagery-in-situ/eu-dem>) umgerechnet. Alle Bearbeitungsschritte beinhalteten eine Reihe von Plausibilitätschecks (wie z. B. Histogramm- und örtliche Plots).

Vogelschlagdaten. Für die empirische Validierung der Vorhersagen durch mechanistische CRM wurden Daten aus Projekten benötigt, in denen sowohl der Vogelflug als auch der Vogelschlag erfasst wurde. Diesbezügliche Daten wurden uns freundlicherweise aus dem PROGRESS-Projekt (Grünkorn et al., 2017, 2016) von BioConsult SH und ARSU GmbH zur Verfügung gestellt.

Habitatdaten. Europaweite Habitatdaten wurden vom Copernicus Corine Land Cover (CLC)-Projekt (Büttner, 2014) genutzt. Insbesondere wurden die CLC18er Daten im Rasterformat (100 x 100 Meter Auflösung) verwendet (<https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/clc2018>). Hier sei angemerkt, dass für zukünftige Verbesserungen des hier präsentierten Ansatzes Habitatvariablen mit höherer örtlicher und/oder zeitlicher Auflösung sowie eine Verfeinerung/Anpassung der Kategorien wünschenswert (bzw. für manche Arten erforderlich) wären. Erkenntnisse zur Attraktion von kleineren Gehölzstrukturen (Hecken und Baumreihen) auf den Rotmilan können hier bspw. nicht berücksichtigt werden.

3.1.2 Generelles Modellierungskonzept

Wie oben erwähnt, werden bei der mechanistischen Kollisionsrisikomodellierung zwei Komponenten zusammengeführt: eine Schätzung der Aufenthaltsdauer oder der Vogeldichten im Risikobereich (bspw. relativ zur Aufenthaltsdauer im gesamten Homerange) über ein Raumnutzungsmodell (RM), sowie das Abschätzen des Vogelschlagrisikos im Risikobereich über ein Kollisionsrisikomodell (KM).

In der vorliegenden Arbeit arbeiten wir in erster Linie mit einem Individuen-Bezug, d. h. es wird das Vogelschlagrisiko eines mit einem Nest assoziierten Vogels berechnet. Die entwickelte Methode kann sich aber auch problemlos auf allgemeine lokale Vogeldichten beziehen, indem statt eines Brutplatzes lokale (z. B. empirisch erhobene) Vogelflugdaten in die Berechnungen eingehen; diese Betrachtung führen wir bspw. exemplarisch beim Vergleich zu den Daten der PROGRESS-Studie (Grünkorn et al., 2017, 2016) durch (vgl. auch Kapitel 3.1.7).

Bzgl. des KM bedienen wir uns der neuesten Form des Band-Modells (der auf GitHub publizierten Weiterführung der Arbeiten von Band (2012b) – das „SOSS-Band-Modell“ (Caneco et al., 2022), siehe Details weiter unten), da es sich hierbei um ein intensiv diskutiertes, gut validiertes und vermutlich das am häufigsten genutzte CRM handelt. Eine deutliche Verbesserung von unserer Seite im Kontext des KM besteht zudem darin, dass wir die bisher oft spekulativ gesetzte „avoidance rate“ (bestehend aus Mikro-, Meso- und Makro-avoidance – vgl. Textbox 1) empirisch ermitteln und dafür ein geeignetes statistisches Werkzeug entwickeln und präsentieren. In Kombination mit der zusätzlichen strikt empirischen Ermittlung aller weiteren im RM benötigten Parameter (siehe folgende Kapitel) erlaubt dies zudem eine Berechnung der Schätzunsicherheiten des final ermittelten Kollisionsrisikos. Die Unsicherheit bzgl. der „avoidance rate“ in Kombination mit ihrem unverhältnismäßig starken Einfluss auf die im KM geschätzten Vogelschlagrisiken war einer der bisher ungelösten Hauptkritikpunkte an mechanistischen CRM (Chamberlain et al., 2006); auch aktuellere Schätzungen basieren auf ausgesprochen wenig empirischen Daten (z. B. Urquhart und Whitfield (2016)). An dieser Stelle sei aber angemerkt, dass alleinig die Mikro-avoidance im Rahmen dieser Studie nicht empirisch valide genug charakterisiert wurde und diesbezüglich nachgearbeitet werden müsste, bevor die präsentierte Methode Anwendung in der Praxis findet.

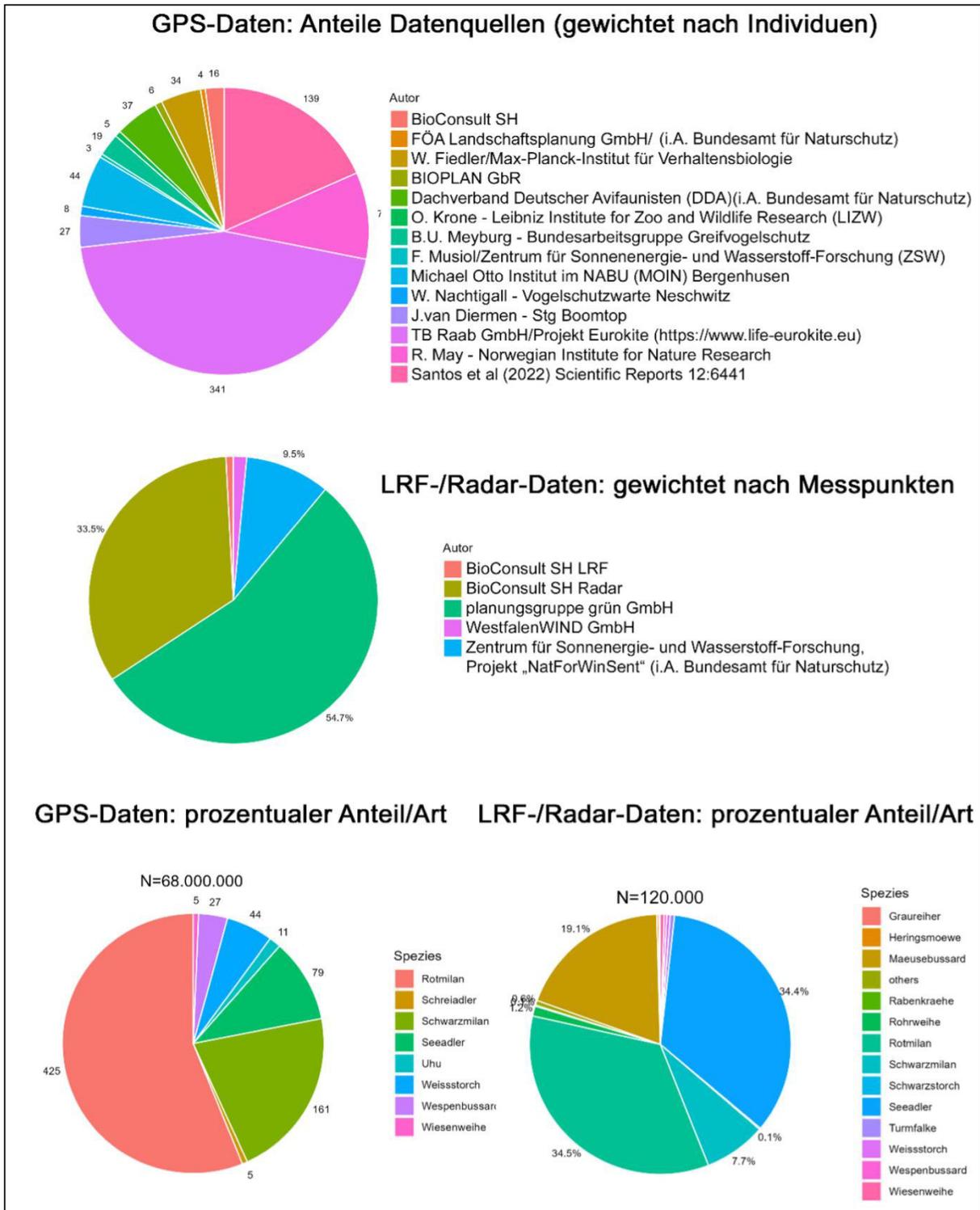


Abb. 3.1 Ein Überblick zu Spezies- und Datenquellen-Anteilen von GPS- und LRF-/Radardaten (siehe auch Anhang A.6).

Bzgl. des RM war konzeptionelle und statistische Pionierarbeit zu leisten. Zwar wurden gerade in den vergangenen Jahren viele neue Ideen und Daten zur besseren Berücksichtigung der inhomogenen Raumnutzung von Vögeln präsentiert (bspw. die Raumnutzung des Rotmilans in Abhängigkeit vom Habitat (BDEW, 2021), der Flughöhe (Heuck et al., 2019; Pfeiffer und Meyburg, 2015, 2022) oder des Brutplatz-Standortes (Reichenbach und Aussieker, 2021; Sprötge et al., 2018)); ein

einheitlicher, statistisch valider Ansatz zur Zusammenführung all dieser Informationen (nebst Berücksichtigung und Weiterleitung der statistischen Schätzunsicherheiten) existierte bis dato allerdings nicht.

In den folgenden Unterkapiteln wird die empirische Schätzung (sowie die genutzten bzw. neu entwickelten statistischen Techniken) aller für das RM und KM benötigten Parameter bzw. Abhängigkeiten detailliert beschrieben, bevor sie in Kapitel 3.1.4 und Kapitel 3.1.5 zu einem finalen probabilistischen Modell-Vorschlag zusammengeführt werden („**Hybrid-Modell**“). Eine schematische Übersicht zur Vorgehensweise findet sich in Abb. 3.2.

Hierbei wenden wir den präsentierten Ansatz exemplarisch auf in Deutschland erhobene Daten des Rotmilans an. Diese Wahl ist dadurch geprägt, dass es sich beim Rotmilan zum einen um eine Art handelt, welche naturschutzfachlich einen besonderen Stellenwert in Deutschland hat (Grüneberg et al., 2015; Grüneberg und Karthäuser, 2019); zum anderen ist dies die Vogelart, für die uns die mit Abstand größte Datenmenge zur Verfügung steht. In diesem Sinne kann exemplarisch gezeigt werden, zu welcher Aussageschärfe man bei anderen Vogelarten kommen könnte, wenn die Erhebung von Bewegungsdaten entsprechend intensiviert werden würde.

Es sei explizit darauf hingewiesen, dass es sich bei der präsentierten Methode nicht um eine fertig etablierte und daher in der Praxis bereits anwendbare Methode handelt, sondern um das Ergebnis einer Pilotstudie. Uns ist bewusst, dass die Methode an wenigen, aber entscheidenden Stellen noch verbessert und u. U. intensiver geprüft werden muss, bevor unverzerrte Ergebnisse weitestgehend sichergestellt sind; diese notwendigen methodischen Verbesserungen sind in den folgenden Kapiteln sowie in den Empfehlungen aufgeführt. Weitere kleine (aus unserer Sicht nicht zwingende) Verbesserungsvorschläge finden sich im Anhang A.2. In diesem Kontext ist uns bewusst, dass ein Modell immer per Definition eine Vereinfachung der Realität darstellt und die Rechtsprechung das Arbeiten mit Annahmen, Ableitungen, Analogieschlüssen, Schätzungen, Prognosewahrscheinlichkeiten erlaubt. Aus diesem Grund werten wir nur einige wenige kritische Verbesserungen (namentlich eine empirisch validere Schätzung der Mikro-avoidance sowie Verbesserungen in der zeitlichen und/oder örtlichen Auflösung bzw. geeignetere Klassifikation der Habitatvariablen) als zwingend; diese sind zudem in sehr überschaubarem Rahmen (etwa einem halben Jahr) leistbar.

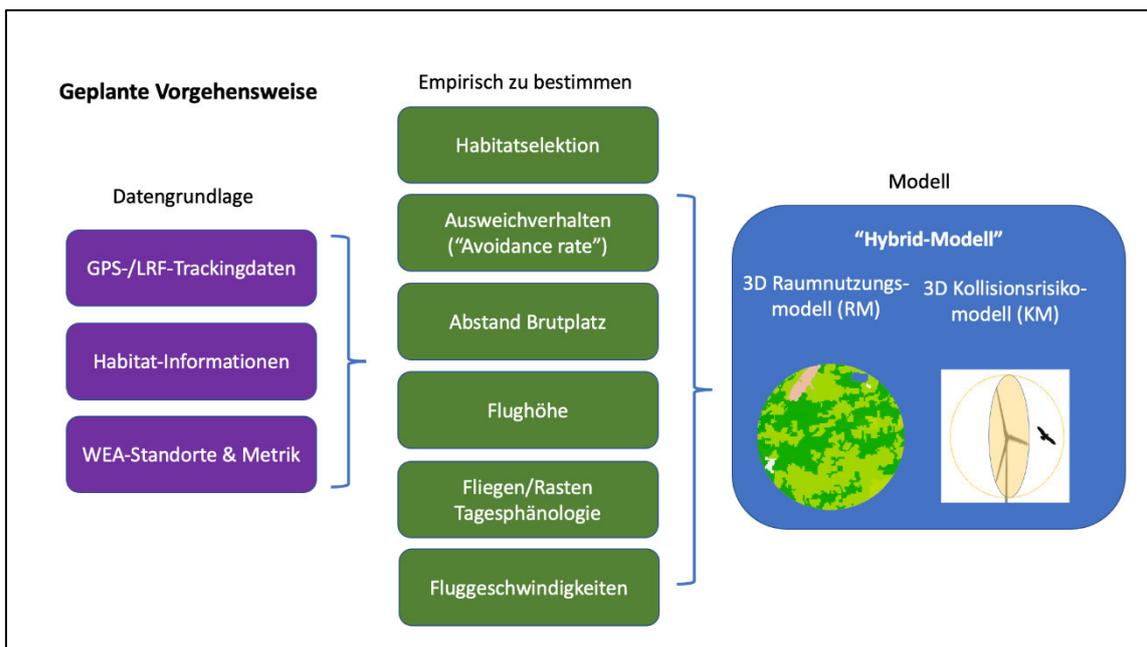


Abb. 3.2 Schematische Darstellung der Datengrundlage und Vorgehensweise zur Entwicklung und Parametrisierung des „Hybrid-Modells“, welches die Grundidee bisheriger mechanistischen Kollisionsrisikomodelle verfeinert/verbessert, indem es ein 3D Raumnutzungsmodell (RM) mit einem Kollisionsmodell (KM) verknüpft.

3.1.3 Parametrisierung und Methoden

Im Folgenden wird die empirische Bestimmung der verschiedenen für das RM und KM benötigten Parameter und Zusammenhänge (nebst Methoden) detailliert beschrieben. Hier werden die Begriffe „Habitatselektion“, „Habitatpräferenz“ oder „Habitat-Attraktion /-Meidung“ synonym verwendet und beziehen sich auf relative habitatabhängige Unterschiede in der Nutzungsintensität durch fliegende Vögel.

Habitatselektion/Raumnutzungsmodell. Kürzlich wurde eine Methode präsentiert, die ein einheitliches Vorgehen bei der Berücksichtigung von Habitatpräferenzen im Kontext der Berechnung von lokalen Kollisionsrisiken beschreibt (BDEW, 2021). Hierbei wird eine rasterbasierte Habitatpotenzialanalyse (basierend auf gutachterlichen Einschätzungen) zugrunde gelegt, um dann die Nutzung im Risikobereich mit der Nutzung in Flächen mit vergleichbarem Abstand zum Brutplatz zu verrechnen. Auch wenn wir der prinzipiellen Idee folgen, ist die spezifische Vorgehensweise für die vorliegende Studie ungeeignet, da sie zum einen lokale gutachterliche Bewertungen erfordert (d. h., nicht rein empirisch-Modell-basiert ist) und zum anderen keine Abschätzung von mit den Bewertungen assoziierten Unsicherheiten erlaubt.

Ein alternativer Weg wurde in Busch et al. (2017) bzw. Reichenbach und Aussieker (2021) vorgeschlagen, bei dem Corine Land Cover (CLC)-Habitatdaten mit den Verbreitungsdaten der Brutvögel in Deutschland (Gedeon et al., 2014) verschnitten wurden, um herzuleiten, ob und in welchem Maße geeignete Habitate im jeweiligen Umkreis der Brutplätze (Abstandsempfehlungen nach (LAG VSW, 2015)) vorliegen. Auch dieser Ansatz ist für unsere Studie nicht geeignet, da er keine differenzierte Betrachtung einer spezifischen lokalen Habitat-Konstellation erlaubt und auch hier

Unsicherheiten nicht quantifiziert werden. Wir bedienen uns daher grundsätzlich ähnlicher Ideen, realisieren diese aber über eine Analyse mit geeigneten statistischen Methoden, welche zusätzlich zu den Punkteschätzern auch die stichprobenbedingten Unsicherheiten berechnen.

Insbesondere haben wir kürzlich in einer umfassenden Simulationsstudie gezeigt, dass „integrated step selection methods“ (iSSMs) (Avgar et al., 2016) gegenüber den anderen derzeit gebräuchlichen Methoden zur Analyse von Habitatpräferenzen, basierend auf Tier-Bewegungsdaten, die höchste statistische Power (Teststärke) zeigen, und zudem mit großen Datenmengen sehr effizient umgehen können (Mercker et al., 2021). Mehr Details zu dieser Methode sind im Anhang A.1 gegeben. Im Folgenden werden iSSM daher verwendet um Habitat-Präferenzen basierend auf den uns vorliegenden Bewegungsdaten zu analysieren, um darüber wiederum ein parametrisiertes Modell zu erhalten, welches uns die relative Nutzungsintensität des Rotmilans für beliebige Flächen vorher-sagen kann. Wie oben erwähnt, wurden der Analyse CLC18-Habitatinformationen (mit einer Auflö-sung von 100x100 Meter) zugrunde gelegt. Die CLC18 Daten unterscheiden dabei prinzipiell 44 ver-schiedene Kategorien, von denen 13 mit einer Flächenhäufigkeit von $> 0,1\%$ in den betrachteten Regionen vorkommen. Neben den (binären) Habitatvariablen selbst (mit "CLC_..." bezeichnet) wurde zu jeder dieser Variablen zudem eine zweite kontinuierliche Variable kreiert, die den kürzes-ten Abstand zum jeweilig betrachteten Habitat berechnet (mit "Dist_CLC_..." bezeichnet). Siehe Abb. 3.3 für eine exemplarisches Visualisierung des Zusammenspiels mehrerer solcher Variablen auf unterschiedlichen örtlichen Skalen. Der qualitative Unterschied zwischen den beiden o. g. Vari-abletypen besteht darin, dass bzgl. der CLC_...-Variablen, die relative Attraktion über dem Habitat selbst gemessen wird, wohingegen die Dist_CLC_...-Variablen die zunehmende/abnehmende Attrak-tion mit jedem zusätzlichen Kilometer Distanz zu dem jeweiligen Habitat quantifizieren. In Verbin-dung mit der iSSM-Methode führt dies dazu, dass neben auf zufälligem Suchverhalten beruhenden Präferenzen (quantifiziert über die CLC_...-Variablen) auch gerichteter Flug zu geeigneten (oder großräumige Meidung von) Habitaten mitberücksichtigt werden kann („cognitive map“ – Dist_CLC_...-Variablen). Darüber hinaus kann u. a. berücksichtigt werden, dass ein erhöhtes Kollisi-onsrisiko bestehen kann, wenn eine WEA zwischen Brutplatz und Nahrungshabitat liegt.

Zudem wurden noch verschiedene (meist auf exponentiell fallenden Funktionen basierende) Vari-ablen mitberücksichtigt, die von der Distanz zum jeweiligen Brutplatz abhingen. Diese Abhängigkeit wurde zwar von uns in einem separaten, extra dafür angepassten Modell untersucht (siehe Ab-schnitt „Nutzungsintensität in Abhängigkeit vom Brutplatz“), die Berücksichtigung der Brutplatz-Abhängigkeit im Kontext der Analyse der Habitatpräferenz war aber wichtig, um Habitat-Effekte unverzerrt und möglichst präzise messen zu können. Auch wurde neben habitat- und brutplatzab-hängigen Effekten die Makro-avoidance (d. h., das großräumige Meiden von Windparks) mittels geeigneten Variablen mit abgeschätzt; weitere Details sind in dem entsprechenden Abschnitt zur Makro-avoidance (s. u.) gegeben.

Bezüglich der verwendeten Rotmilan-Trackingdaten wurden vor der iSSM-Analyse alle zur Verfü-gung stehenden GPS-basierten Daten auf 5-Minuten-Intervalle regularisiert, sowie das direkte (150-Meter-) Umfeld des Brutplatzes sowie alle Trackingpunkte mit einer approximierten Geschwindig-keit von $< 3,0$ km/h entfernt. Wie im Anhang A.1 ausgeführt, wird die Regularisierung der örtlichen Skala des betrachteten Prozesses angepasst; die generelle Robustheit der iSSM-Ergebnisse bzgl. der genauen Wahl der Regularisierung finden sich im Anhang A.8 demonstriert. Letztere Bearbeitungs-schritte hatten zum Ziel, dass diejenigen Trackingpunkte, die mit Brüten oder Ruhen assoziiert sind,

bei den Analysen der Habitatselektion nicht mitberücksichtigt werden. Es verblieben knapp 2.900.000 Trackingpunkte, zu denen für die iSSM-Analyse 29.000.000 Dummy-Punkte hinzuaddiert wurden (vgl. Anhang A.1). Hier sei allerdings angemerkt, dass für zukünftige Analysen die angesetzten 150 Meter zu diskutieren wären, da sich Brutplatzbezogene Verhaltensweisen, die habitatunabhängig sind (im Gegensatz zur Nahrungssuche) in einem größeren Umkreis um den Brutplatz verteilen können.

Die hohe Gesamtzahl an betrachteten Variablen mache es allerdings erforderlich, vor dem finalen iSSM-Fit eine effiziente Modell-Selektionstechnik einzusetzen. Hierfür entwickelten/adaptierten wir die LASSO-Technik („least absolute shrinkage and selection operator“) -Methode (Tibshirani, 1997, 1996) für den iSSM-Ansatz. LASSO stellt derzeit eine moderne und statistisch valide Selektionsmethode dar (Korner-Nievergelt et al., 2015). Weitere Details zu den betrachteten Variablen, der LASSO-technik und der Robustheit der Ergebnisse gegenüber Änderungen in der Regularisierungs-Schrittweite finden sich im Anhang A.8. Weitere technische Details zum iSSM sind im Anhang A.1 und in Avgar et al. (2016) und Mercker et al. (2021) gegeben.

Die Ergebnisse der iSSM-basierten Regression sind in Tab. 3.1 dargestellt. Hier sei erneut herausgestellt, dass mit "CLC_..." beginnende Variablen die relative Attraktion/Meidung des Habitats selbst (also lokal) repräsentieren, wohingegen die mit "Dist_CLC_..." beginnenden Variable die relative Änderung in der Attraktion/Meidung pro zusätzlichen Kilometer Distanz (also den großräumigen Effekt) messen. Die Werte decken sich mit dem, was über die Habitat-Präferenzen des Rotmilans gemeinhin bekannt ist. So wird eine deutliche Attraktion verschiedener Variablen detektiert, die im Zusammenspiel eine starke Abnahme der Nutzungsintensität mit zunehmender Distanz zum Brutplatz widerspiegeln. Zudem wird Weideland sowohl lokal bevorzugt (kategorische Variable) als großräumig gezielt angefliegen (distanzabhängige Variable). Wald wird generell eher großräumig gemieden, was für alle drei Waldtypen unabhängig voneinander gilt (Heuck et al., 2019) und was auch für die Kategorie „Übergangswald/Strauch“ zu beobachten ist. Industrie/Gewerbeeinheiten werden auch großräumig gemieden, ebenso nicht bewässertes Ackerland. Letzteres ist vermutlich dadurch zu erklären, dass in vielen Regionen Deutschlands damit bspw. Wintergetreide-, Raps- und Maisflächen beschrieben sind, die bis nach der Ernte in hohem Maße vom Rotmilan gemieden werden. Im Falle von extensiver Bewirtschaftung (z. B. Sommergetreide) könnte zwar eine Attraktion existieren, diese ist bzgl. der Fläche aber vermutlich als relativ klein einzuschätzen und der o. g. Meide-Effekt dominiert daher vermutlich diese Kategorie. Die Nähe von Abbaustädten von Mineralien und noch stärker die von Landwirtschaftsflächen mit natürlicher Vegetation wird dem iSSM nach hingegen gesucht. Die groß- und kleinräumige Attraktion von diskontinuierlichem Stadtgefüge war schlussendlich auf den ersten Blick etwas überraschend; in Rücksprache mit dem TB Raab (mdl. Mitt.) decken sich aber auch diese Ergebnisse mit der Erfahrung: insbesondere bei Brutvögeln wird tatsächlich eine überdurchschnittliche Nutzung von kleineren Stadtgefügen regelmäßig beobachtet.

Trotz der überwiegend plausiblen Ergebnisse möchten wir insgesamt hervorheben, dass das hier verwendete CLC18-Habitat in mehreren Belangen ungenügend sein könnte, und damit nicht auszuschließen ist, dass die in Tab. 3.1 präsentierten Ergebnisse teilweise noch verzerrt sind. So ist die örtliche Auflösung von 100x100 m vermutlich zu gering um kleinskalige (u. U. für den Rotmilan wichtige) Strukturen abzubilden. Auch ist die zeitliche Auflösung (bzgl. der Jahre und Jahreszeiten) sowie die Feinheit der Kategorisierung (s.o. die Diskussion zur Kategorie „nicht bewässertes Ackerland“) u. U. ungenügend.

Eine exemplarische CLC18-Habitat-Landschaft im Umfeld eines Brutplatzes sowie die darauf basierenden iSSM-Vorhersagen der relativen Nutzungsintensität ist in Abb. 3.4 gezeigt; weitere exemplarische Beispiele sind in Abb. 3.3 gegeben. Da es im Rahmen der präsentierten Methode allein um relative Unterschiede in der prognostizierten Habitat-Nutzung geht, wurden alle Prognosen in Abb. 3.3 und Abb. 3.4 zwecks Anschaulichkeit so skaliert, dass der Maximalwert (bzgl. des jeweils betrachteten Gebietes) bei 1,0 lag.

Neben den Vorhersagen der relativen Nutzungsintensität sollen aber auch die damit verbundenen Schätzsicherheiten bei unseren Berechnungen mitberücksichtigt werden. Hierfür bedienen wir uns geeigneter Resampling-Methoden. Im Falle des o. g. Habitatmodells können entsprechende Resamples generiert werden, indem für die jeweils geschätzten Regressionsparameter alternative Zufallswerte mittels Monte-Carlo-Techniken generiert werden, die (auf der linearen Skala) als Mittelwert den jeweiligen Regressionskoeffizienten verwenden und als Standardabweichung den entsprechend geschätzten Standardfehler. Weitere mögliche Verbesserungsvorschläge bzgl. des Habitat-iSSM finden sich in Anhang A.2.

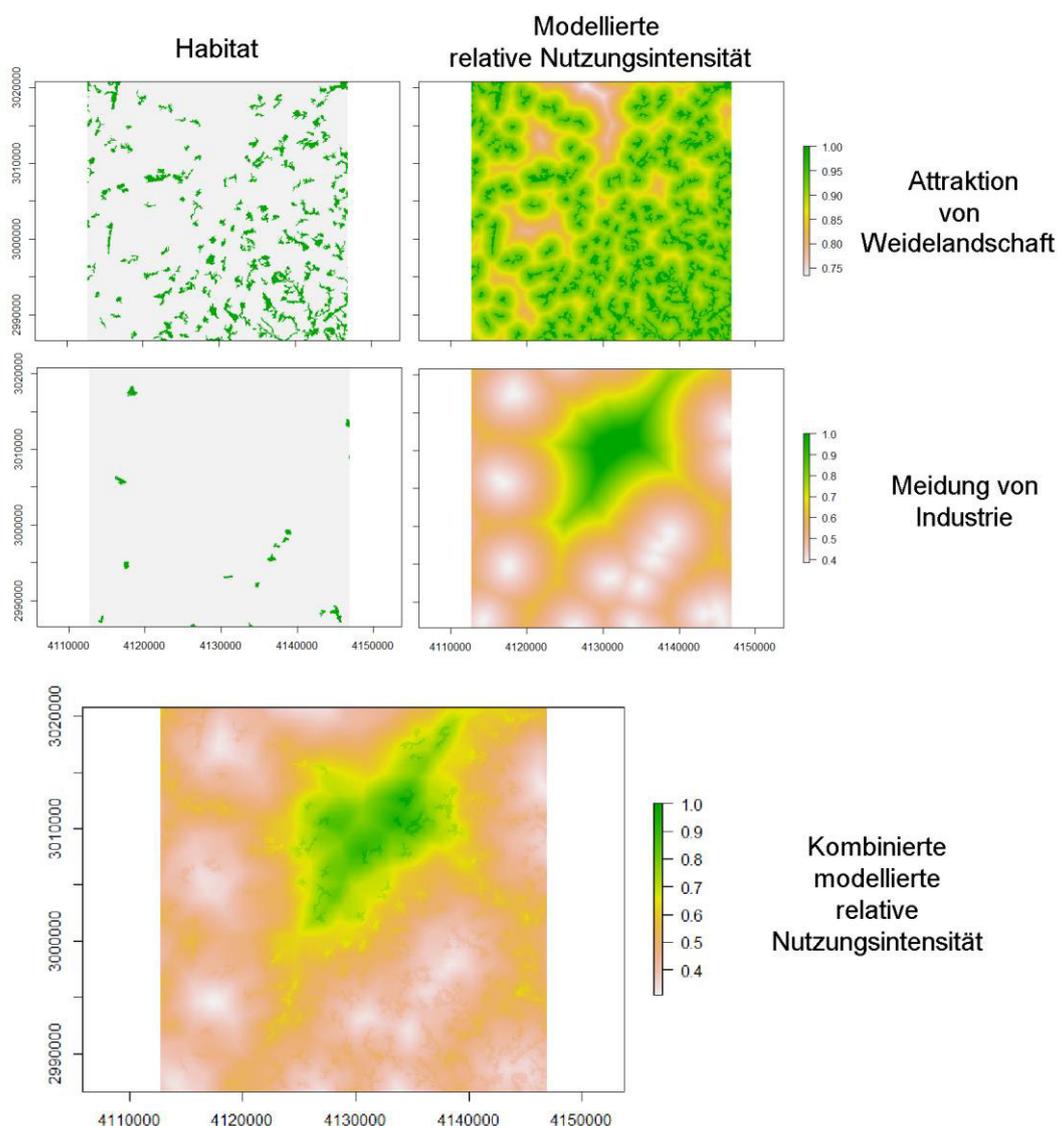


Abb. 3.3 Exemplarische Beispiele zur Modellierung der relativen Nutzungsintensität in Abhängigkeit von zwei verschiedenen Corine Land Cover (CLC) Habitat-Typen, namentlich Weideland (Oben), Industrie (Mitte), und die kombinierte Modell-Prognose (Unten). Die kontinuierliche Farbskala gibt die modellierte relative Nutzungsintensität wieder. Diese ergibt sich aus dem multiplikativen Zusammenspiel der exponierten Regressionskoeffizienten („ $\exp(\beta)$ “ in Tab. 3.1) der jeweils betrachteten Habitate (bzw. der damit verknüpften Distanz-Variablen) und wird final für jedes betrachtete Gebiet so skaliert, dass der maximale Wert bei 1,0 liegt.

Tab. 3.1 *iSSM-Ergebnisse zur Analyse der relativen Habitatselektion, u. a. basierend auf einer Auswahl von Variablen die spezifisch für den Rotmilan aus der Menge aller Corine Land Cover 2018 (CLC18)-Variablen mittels LASSO vorselektiert wurden (vgl. Appendix A.8). exp(beta)-Werte geben eine relative Attraktion bzw. Meidung an. Mit "CLC_..." beginnende Variablen repräsentieren die relative Attraktion/Meidung des CLC18-Habitats selbst (also lokal); hier repräsentieren Werte > 1 eine Attraktion und Werte < 1 eine Meidung. Ein Wert von 0,85 bedeutet bspw. eine 15 %ige Meidung eines Habitats verglichen zu ihrem Komplement. Mit "Dist_CLC_..." beginnenden Variable repräsentieren hingegen die relative Änderung in der Attraktion/Meidung pro zusätzlichen Kilometer Distanz zum jeweiligen Habitat (also den großräumigen Effekt). Werte > 1 bedeuten hier eine Attraktion großer Distanzen (also eine großräumige Meidung) und Werte < 1 eine Meidung großer Distanzen (also eine großräumige Attraktion). Ein Wert von 0,85 bedeutet hier bspw., dass die relative Attraktion für jeden Kilometer, den das Individuum dichter am betrachteten Habitat ist, um 15 % zunimmt. „lower.95“ bzw. „upper.95“ bezeichnen die Grenzen der 95 %-Konfidenzintervalle. Es sei angemerkt, dass sich die effektive lokale Habitat-Nutzung in einem betrachteten Gebiet aus dem Zusammenspiel der hier gezeigten Variablen ergibt.*

Bedeutung der Variable	Variablenname	exp(beta)	lower.95	upper.95
Bewegungs-Parameter	log_sl	1.029241	1.027593	1.030892
Bewegungs-Parameter	cos_ta	0.934657	0.932635	0.936683
Variable zur Brutplatzdistanz	dist_breed	2.758504	2.368193	3.213142
Variable zur Brutplatzdistanz	dist_breed100	3.538666	2.884371	4.341383
Variable zur Brutplatzdistanz	dist_breed200	0.197738	0.176674	0.221313
Variable zur Brutplatzdistanz	dist_breed900	0.003313	0.001846	0.005946
Variable zur Brutplatzdistanz	log_dist_breed1	0.003969	0.002065	0.007627
Variable zur Brutplatzdistanz	log_dist_breed4	0.318733	0.291860	0.348081
Nicht bewässertes Ackerland	CLC_121	0.935234	0.929325	0.941180
Weideland	CLC_181	1.070925	1.063640	1.078260
Diskontinuierliches Stadtgefüge	CLC_21	1.297714	1.284146	1.311426
Distanz zu Weideland	Dist_CLC_18	0.946410	0.933699	0.959293
Distanz zu Stadtgefüge	Dist_CLC_2	0.915874	0.906282	0.925567
Distanz zu Laubwald	Dist_CLC_23	1.123108	1.110883	1.135468
Distanz zu Nadelwald	Dist_CLC_24	1.104300	1.092638	1.116087
Distanz zu Mischwald	Dist_CLC_25	1.088974	1.078264	1.099790
Distanz zu Übergangswald/Strauch	Dist_CLC_29	1.024201	1.014367	1.034131
Distanz zu Industrie/Gewerbe-Einh.	Dist_CLC_3	1.087480	1.077311	1.097745
Distanz zu Abbaustätten von Mineralien	Dist_CLC_7	0.976368	0.965998	0.986850
Distanz zu Landwirtschaft mit nat. Vegetation	Dist_CLC_21	0.956502	0.945779	0.967346

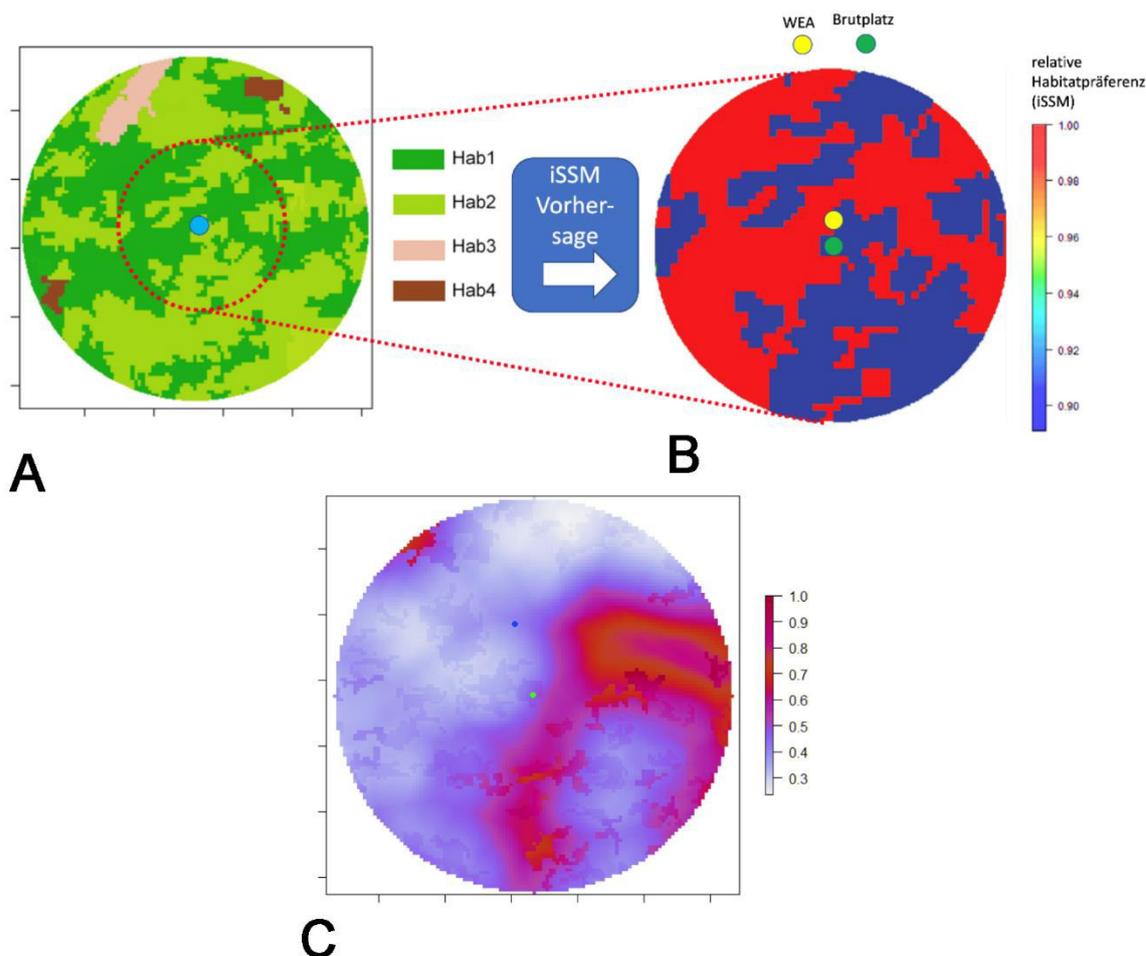


Abb. 3.4 Exemplarisch gezeigte CLC18-Habitate im 5 km Umkreis um einen Brutplatz (A) und darauf basierte (zwecks Anschauung simplifizierte) iSSM-Vorhersagen der relativen Nutzungsintensität für den 3 km Ausschnitt (B). Je nach Habitat-Kombination kann die relative Habitatpräferenz beliebige Werte zwischen 0 und 1 annehmen; das exemplarische Beispiel in (B) beschränkt sich aber auf die Betrachtung zweier kategorischer Habitate mit einem Unterschied in der Nutzungsintensität von etwa 10 %. (C) Beispielhafte reale Vorhersage der relativen Nutzungsintensität durch das iSSM, basierend auf dem Zusammenspiel einer Vielzahl verschiedener lokaler Habitatvariablen (bzw. entsprechenden distanzabhängigen Variablen) im 6 km Umkreis eines Horstes. Die relative Nutzungsintensität ergibt sich aus dem multiplikativen Zusammenspiel der exponierten Regressionskoeffizienten („ $\exp(\beta)$ “ in Tab. 3.1) des Habitat-iSSM und wird final für jedes betrachtete Gebiet so skaliert, dass der maximale Wert bei 1,0 liegt.

Ausweichverhalten („avoidance rate“). Wie in Textbox 1 näher beschrieben, setzt sich die avoidance rate aus drei verschiedenen Komponenten zusammen: der Mikro-avoidance (Reaktionen in Relation zu einzelnen Rotorblättern – vgl. z. B. (Collier et al., 2011; Everaert, 2014)), der Meso-avoidance (dem Umfliegen einzelner WEA – vgl. z. B. (Hull und Muir, 2013)) und der Makro-avoidance (dem Ausweichen ganzer Windparks – vgl. z. B. (Mendel et al., 2019; Peschko et al., 2020)).

Mikro-avoidance. Die Mikro-avoidance ist womöglich die am schwierigsten empirisch zu charakterisierende avoidance, da hier sehr kleine örtliche und zeitliche Skalen analysiert werden müssen, in denen die verfügbare empirische Datengrundlage naturgemäß sehr dünn ist. Im Rahmen dieser Studie eignen sich die verfügbaren empirischen Daten (in Einzelfällen) nur dazu, das Ausweichen

des Risikobereiches (um die Rotorscheibe) innerhalb der Rotorkugel (vgl. Abb. 3.9) besser zu quantifizieren; ein dynamisches Ausweichverhalten bzgl. einzelner Rotorblätter konnte (falls existent) mithilfe verfügbarer Daten nicht ermittelt werden. Hierfür müssten in Zukunft ggf. Video-Analysen durchgeführt werden.

Um das o. g. Ausweichverhalten innerhalb der Rotorkugel zu quantifizieren, wurden sämtliche durch die WestWind Projektierungs GmbH (L. Langeleh) und die planungsgruppe grün GmbH (T. Sander) zur Verfügung gestellte LRF-Daten analysiert, da hier neben dem WEA-Standort auch die (zeitabhängige) Rotorstellung (gemeint ist hier die Ausrichtung der Rotorscheibe – vgl. Abb. 3.9) gegeben war. In den insgesamt 370 Flügen des Rotmilans (5.006 LRF-Punkte) im Rotorradius erweitert um das 150 Meter Umfeld in der Ebene fanden sich 7 Flugsegmente, welche die Rotorkugel schnitten. Über eine lineare Interpolation der Punkte im Zusammenspiel mit der approximierten Fluggeschwindigkeit konnte dann die Gesamtsumme der Zeit in der Rotorkugel sowie die Zeit im Risikobereich berechnet (25,13 vs. 0,20 Sekunden) und anschließend beides durch das jeweilige Volumen (Rotorkugel vs. Risikobereich – vgl. Abb. 3.9) normiert werden ($3,05 \cdot 10^{-5} \text{ s/m}^3$ vs. $6,25 \cdot 10^{-6} \text{ s/m}^3$). Division beider Faktoren führte dann zu einer Mikro-avoidance von 0,795 (d. h., knapp 80 % der Vögel in der Rotorkugel weichen dem Risikobereich aus). Zusätzlich wurden die ungeprüften Rohdaten eines noch laufenden Projekts zum Thema „Erweiterung der Wissensbasis zum Flugverhalten des Rotmilans mittels GPS-gestützter Telemetriedaten in Hessen“ hinzugezogen, das vom TB Raab im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Wirtschaft, Energie, Verkehr und Wohnen durchgeführt wird. Die aus dem o. g. hessischen Projekt sowie aus dem LIFE EUOKITE verwendeten Rohdaten (Flugdaten der Sendertiere von 12 hessischen Brutvögeln sowie die Windparkdaten hinsichtlich Windenergie-Anlagentyp, Rotorstellung und Rotordrehzahl) wurden in der vorliegenden Studie eigenständig qualitätsgesichert und in Bezug auf die probabilistischen Fragestellungen ausgewertet. Die Auswertung erfolgte analog zu der oben beschriebenen Vorgehensweise im Kontext der LRF-Daten, nun angewendet auf die 1-Hz-GPS-Trackingdaten. Es ergaben sich insgesamt 120 Flüge des Rotmilans (1.052 GPS-Punkte) im Rotorradius erweitert um das 150 Meter Umfeld, mit 78 die Rotorkugel schneidenden Flugsegmenten. Die Gesamtsummen der Zeit in der Rotorkugel sowie die Zeit im Risikobereich waren hier 73,62 vs. 0,32 Sekunden, was zu den bzgl. des Volumens normierten Werten $9,8 \cdot 10^{-5} \text{ s/m}^3$ vs. $9,70 \cdot 10^{-6} \text{ s/m}^3$ führte. Die Division beider Faktoren führte dann zu einer Mikro-avoidance von 0,901 (d. h., 90 % der Vögel in der Rotorkugel wichen dem Risikobereich aus). In beiden analysierten Datensätzen (GPS- und LRF-daten) wird also eine ähnliche Größenordnung ermittelt; im Mittelwert liegt die Mikro-avoidance also bei 0,848 – die wir im Rahmen dieses Berichtes daher verwenden.

Dass Durchflüge des Rotorbereiches ein zwar sehr seltenes, aber trotzdem regelmäßiges Ereignis darstellen, deckt sich mit den Ergebnissen der Studie von Reichenbach et al. (2023), in der mittels Detektionssystemen 11.400 Flugbewegungen von Rotmilanen im Umfeld von 6 WEA an 137 Tagen in besonders für den Rotmilan geeignetem Habitat aufgezeichnet wurden, wobei vier sichere und sieben knappe randliche Vorbei- oder Durchflüge des Rotorbereiches detektiert wurden.

Es sei jedoch explizit darauf hingewiesen, dass unsere oben präsentierten Berechnungen der Mikro-avoidance zusammengenommen auf nur zwei Risikobereich-Durchflügen beruhen und es sich hierbei daher nur um eine grobe und empirisch ungenügend charakterisierte Abschätzung der Größenordnung für die Mikro-avoidance handelt. Auch konnten wir diesbezügliche Methoden und Daten aus Zeitgründen nicht in der Intensität qualitätssichern, wie es der Wichtigkeit der Mikro-avoidance

im Kontext der Modellierung eigentlich angemessen wäre. Bevor das im Rahmen dieser Studie prä-sentiertere Modell in der Praxis angewendet werden kann, sollte dieser Faktor daher auf jeden Fall valider bestimmt werden. Entsprechende 1-Hz-GPS-Daten liegen vor und können zeitnah analog ausgewertet werden (TB Raab, pers. Komm.). Zudem wurde bisher der Aspekt der Drehgeschwindigkeit nicht mitberücksichtigt: in den o. g. ausgewerteten Daten war es bspw. so, dass mindestens einer der zwei Durchflüge bei stehendem Rotor stattfand. In zukünftigen weiterführenden Analysen sollte dieser Punkt daher unbedingt mit untersucht werden.

Meso-avoidance. Es gibt bisher wenige Versuche, die (Meso-)avoidance rate empirisch aus Bewegungsdaten zu extrahieren, obwohl sie das geschätzte Vogelschlagrisiko in hohem Maße beeinflusst (Chamberlain et al., 2006). Existierende empirische Abschätzungen basieren i. d. R. auf dem Verschneiden von Flugaktivität mit gefundenen Kadaverzahlen (Cook, 2021; Scottish Natural Heritage, 2010; Urquhart und Whitfield, 2016), was jedoch u. a. die generellen Probleme der dünnen Datengrundlage und der fragwürdigen Übertragbarkeit mit sich bringt – jedoch auch den Vorteil, dass die Mikro-avoidance gleich mit abgeschätzt werden kann (vgl. auch die Ausführungen zu empirischen CRM in dieser Arbeit). Alternativ wurden bspw. für den Rotmilan Übertragungen der Raten aus andern, empirisch besser studierten Arten vorgenommen (z. B. Whitfield und Madders, 2006).

Eine statistisch valide Abschätzung der (Meso-)avoidance rate, basierend auf großflächig (und somit repräsentativ) erhobenen Trackingdaten, existiert unseren Recherchen nach nicht. Allerdings gibt es mehrere Vorarbeiten, welche uns Ideen für die Realisierung dieser Abschätzungen lieferten. In Santos et al. (2022) wurden hochfrequente GPS-Trackingdaten zwar genutzt, um die Interaktion zwischen Rotmilanen und WEA zu studieren, jedoch lag hier der Fokus nicht auf der avoidance rate selbst, sondern auf der generellen Reaktion auf die WEA (evaluiert über die Körperstellung relativ zur Rotorscheibe), welche ab 750 m Distanz deutlich zu messen war. In Fielding et al. (2021) wurden GPS-Daten von Steinadlern mit WEA-Standorten verschnitten, um die Meidung auf der Makro-Skala zu untersuchen. Hierbei wurde ein „GET“-Modell (Fielding et al., 2019) eingesetzt, welchem ähnliche Ideen wie dem iSSM-Ansatz (siehe Anhang A.1) zugrunde liegen, nämlich die Verschneidung von Habitat-Verfügbarkeit mit -Nutzung. Eine direkte Quantifizierung der (Meso-)avoidance rate im Risikobereich wurde nicht durchgeführt. In Skov et al. (2018) wurden in einer sehr elaborierten und umfangreichen Radar- und Kamera-basierten Studie u. a. die Meso-avoidance rates im offshore-Bereich für verschiedene Spezies geschätzt; ermittelte Raten lagen für die verschiedenen analysierten Spezies zwischen 84 % und 96 %. Schlussendlich wurden in Hull und Muir (2013) Flugbewegungen von Weißbauchseeadler und Keilschwanzadler an knapp 900 Tagen in Windpark- und Referenzgebieten beobachterbasiert erfasst und die Meso-avoidance (über Vergleiche zu einer Referenzfläche) berechnet. Die ermittelte Meso-avoidance rate lag hier bei 81 % – 97 %, unterschied sich aber stark zwischen beiden Arten und unterschiedlichen Orten, was eine generelle Übertragbarkeit der Ergebnisse in Frage stellt. Zudem konnte in der präsentierten Vorgehensweise nur jeweils ein Flugpunkt pro Flug-Track für die Berechnungen verwendet werden.

In der vorliegenden Studie führen wir die o. g. Ideen zu einer einheitlichen Vorgehensweise zur empirischen Bestimmung der Meso-avoidance rate zusammen. Insbesondere übernehmen wir im Folgenden die grundsätzlichen Ideen von Hull und Muir (2013) sowie Fielding et al. (2021) und analysieren die Bewegungsdaten, indem wir Habitat-Selektion der Habitat-Verfügbarkeit gegenüberstellen – wobei sich der Ausdruck „Habitat“ in diesem Kontext auf Distanzklassen bzgl. der nächstgelegenen WEA bezieht. Hierbei bedienen wir uns wieder der iSSM-Analyse (vgl. Anhang A.1), welche derzeit eine der Methoden mit der höchsten statistischen Power (Teststärke) zur Analyse

von Meidungs-/Attraktionswirkungen basierend auf Trackingdaten darstellt (Mercker et al., 2021). Insbesondere ist es hier wichtig, dass die Habitat-Verfügbarkeit (Flächengrößen in Abhängigkeit vom Abstand zur WEA) nicht geometrisch/analytisch hergeleitet, sondern numerisch (d. h., über die Simulation zufällig verteilter Vergleichspunkte) ermittelt wird. Eine geometrische Betrachtung bei mehreren dicht beieinander stehenden WEA würde rasch versagen bzw. zu komplex werden. Zudem werden i. d. R. stark nichtlineare Zusammenhänge zwischen relativer Habitat-Nutzung und dem Abstand zu den WEA beobachtet (vgl. z. B. Hull und Muir (2013)), sodass die Verknüpfung von iSSMs mit additiver Modellierung (Wood, 2006) wichtig ist. Da die integrative Kombination von additiver Modellierung und iSSM-Analysen derzeit nur im Rahmen der INLA-Berechnungsmethode (Gómez-Rubio, 2020) gegeben ist (Muff, Signer und Fieberg, 2020) – was aus Komplexitäts-/Rechenzeit-Gründen im Rahmen des vorliegenden Projektes nicht zu realisieren war (s.o.) – wurde von uns stattdessen ein schrittweises Verfahren entwickelt und angewendet. Dazu wurde mittels herkömmlichem iSSM (Avgar et al., 2016; Mercker et al., 2021) die relative Nutzungsintensität in unterschiedlichen 2D-10-Meter-Distanzringen um die WEA mit der Nutzungsintensität „außerhalb“ (7-10 Rotorblattlängen, entspricht etwa 300-500 Meter Abstand) schrittweise verglichen, wobei für jeden Distanzring ein separates iSSM gefittet wurde. Der optimale Abstand für die Definition „außerhalb“ wurde dabei empirisch ermittelt (vgl. Anhang A.1). Dies führte zu einer Reihe unabhängiger Schätzungen für die relative Nutzungsintensität im Nahbereich nebst Konfidenzintervallen.

Zugrunde gelegt wurden hier alle verfügbaren, auf 30 Sekunden regularisierten Rotmilan-GPS-Daten aus dem 500-Meter Umfeld von WEA, die eine empirisch ermittelte Geschwindigkeit von mindestens 3 km/h zeigten (die Regularisierungs-Schrittweite d_t des zeitlichen Abstands zwischen zwei zeitlich aufeinanderfolgenden Trackingpunkten wird der örtlichen Skala des betrachteten Problems angepasst – vgl. Anhang A.1). Der Einfluss sämtlicher im Zuge der iSSM-Analyse gesetzter Parameter (u. a. 30 Sekunden Regularisierung, 7-10 Rotorblattlängen als „außerhalb“, 3 km/h als Grenzwert zwischen „fliegen“ und „ruhen“, usw.) wurde systematisch mittels Robustheits-Analyse untersucht, bei der etwa 1.000 verschiedene Variationen der Parameter daraufhin untersucht wurden, ob sie die Ergebnisse in hohem Maße beeinflussen. Die Validierung erfolgte grafisch (aufgrund des Umfangs nicht gezeigt); es wurden keine Parameter mit extremem Einfluss identifiziert, bzgl. der generellen Robustheit von iSSM-Ergebnissen gegenüber der Regularisierungsschrittweite vgl. auch Anhang A.8. Die finalen Analysen erfolgten basierend auf etwa 1.073.500 nicht-regularisierten und final etwa 57.500 regularisierten Rotmilan-Trackingdatenpunkten (ausschließlich aus Deutschland) von 146 verschiedenen Individuen im 500-Meter-Nahbereich von > 4.000 verschiedenen WEA.

Die Ergebnisse dieser 2D-Meso-avoidance Analyse sind in Abb. 3.5 gezeigt. Insbesondere zeigt Abb. 3.5 (A) einen Plot aller GPS-Positionen (schwarz-semi-transparent), zentriert um die jeweilige WEA (roter Kreis entspricht Rotor-Radius). Ein weiterer Rohdaten-Plot ist in Abb. 3.5 (B) gegeben, bei dem die Anzahl der Trackingpunkte in Abhängigkeit zu verschiedenen 2D-Distanzringen evaluiert wurde (die mit der WEA-Distanz steigende Flächenverfügbarkeit wurde über ein numerisches Verfahren, basierend auf Zufallspunkten, berechnet und mitberücksichtigt). Beide Plots zeigen in Übereinstimmung, dass zwar eine deutliche Meidung im 2D Raum im Nahbereich der WEA existiert, diese aber bei nur knapp 50 % liegt – also in hohem Maße unter den bisher verwendeten/ermittelten/vermuteten Werten. Die iSSM-Analysen (Abb. 3.5 (C)) bestätigen diese Größenordnung. Zudem ist neben der Meidung im Nahbereich (0-3 Rotorblattlängen) ein deutliches „Aufschwingen“ der relativen Nutzungsintensität im Bereich 3-5 Rotorblattlängen zu beobachten, was sich mit den

Rohdaten-Analysen (Abb. 3.5 (B)) sowie bspw. den qualitativen Ergebnissen von Hull und Muir (2013) deckt (Abb. 3.5 (D)). Dadurch ist zu erklären, dass die Vögel in Windparks oft einen maximalen Abstand zu allen WEA versuchen zu halten, was zu einem „Aufkonzentrieren“ zwischen den WEA führt (Hull und Muir, 2013). Exemplarisches Evaluieren des mittleren WEA-Abstandes in 40 verschiedenen Onshore-Parks zeigte, dass dieses Maximum bei 3-5 Rotorblattlängen mit dem durchschnittlichen mittleren Abstand zwischen WEA übereinstimmt. Diese Größenordnung passt zum optimalen Aufstellungsraster von WEA in Windparks, wie es auch oftmals für Potenzialstudien angesetzt wird: hierzu wird ein Abstand zwischen den WEA von dreifachem Rotordurchmesser in Nebenwindrichtung und fünffachem Rotordurchmesser in Hauptwindrichtung empfohlen.

Der oben beschriebene 2D-Ansatz führt jedoch möglicherweise zu einer deutlichen Unterschätzung der Meidereaktion: prinzipiell können Vögel im 3D-Raum ausweichen, sodass die 2D-Methode (die das Geschehen sozusagen „von oben gesehen“ beurteilt) zwar die in der xy-Ebene ausweichenden Vögel berücksichtigt (grüne Pfeile Abb. 3.6 (A)), nicht aber die nach unten und oben ausweichenden Vögel (rote Pfeile Abb. 3.6 (A)), welche somit fälschlicherweise als „innerhalb des Risikobereichs“ klassifiziert werden – obwohl dem Rotor durch Über- oder Unterfliegen ausgewichen wird. Aus diesem Grund stellten wir die Meso-avoidance-Analyse von 2D auf 3D um. Da die iSSM-Methode bisher nur für die 2D-Problematik entwickelt und präsentiert wurde, musste dafür eine entsprechende Methoden-Weiterentwicklung durchgeführt werden (vgl. Anhang A.1). Dabei wird (über eine geeignete Wahl der Dummy-Punkt-Werte) die natürliche Flughöhenverteilung mitberücksichtigt (wonach bspw. die Wahrscheinlichkeit niedriger Flughöhen deutlich höher ist als die hoher Flughöhen – unabhängig von irgendeinem Ausweichverhalten). Die Ergebnisse der entsprechenden 3D-Meso-avoidance-Analysen befinden sich in Abb. 3.6. Insbesondere wurden hier (zwecks besserer örtlicher Auflösung) zwei separate iSSM-Analysen durchgeführt: eine für den Bereich von 0-7 Rotorblattlängen (Abb. 3.6 (B) links) und eine für den Nahbereich von 0-1,5 Rotorblattlängen (Abb. 3.6 (B) rechts). Dies hatte den Vorteil, dass für den o. g. Nahbereich zeitlich hochaufgelöste (2 Sekunden-) GPS-Daten sowie sämtliche (regularisierte) LRF-Daten verwendet werden konnten, da davon auszugehen ist, dass das direkte Umfeld um die WEA in den LRF-Studien vollständig erfasst wurde und daher in diesem Kontext „WEA-ferne“ Flugbewegungen nicht unterschätzt und damit Ergebnisse nicht verzerrt werden. In einem weiteren Schritt wurden die Ergebnisse beider Analysen zusammengeführt, und eine Schar von regressions-basierten Kurven (mittels „Generalised Additive Models“/GAMs (Wood, 2006)) an die Daten gefittet (Abb. 3.6 (C)), um das nichtlineare Ausweichverhalten zu charakterisieren. Insbesondere wurden hier in einem Resampling-Verfahren normalverteilte Zufallswerte als Basis jeder der o. g. Kurven produziert, die (auf der linearen Skala) die Mittelwerte und Standardfehler der iSSM-Regressionskoeffizienten zu den unterschiedlichen WEA-Distanzklassen-Analyse verwendeten. An jedes Resample (welches entsprechende Zufallswerte für jede Distanzklasse enthielt) wurde dann ein GAM gefittet. Somit erhielten wir final eine Schar von Kurven, die sowohl den qualitativen Verlauf als auch die damit assoziierten Schätz(un)sicherheiten der 3D-Meso-avoidance reflektiert. Die numerische Anwendung dieser Kurven auf eine 3D-Kugel mit Rotordurchmesser ergab eine mittlere Meidung von 86 % (95 %-Konfidenzintervall: [84,6 %; 87,3 %]) der Kugel verglichen mit weiter außerhalb liegenden Bereichen. Dies liegt im Bereich des experimentell ermittelten Ranges der Meso-avoidance für verschiedene Arten (Hull und Muir, 2013; Skov et al., 2018). Das Ansteigen der Nutzungsintensität für sehr kleine Distanzen (vgl. Abb. 3.6 (C)) reflektiert vermutlich reine Stochastizität (bedingt durch die kleine Anzahl an GPS-Positionen innerhalb so geringer Distanzen) und/oder Fehler in den Koordinaten der WEA. Da das

diesbezügliche Volumen in diesem Bereich einen verschwindend geringen Anteil am Volumen der Rotorkugel hat, sind die Auswirkungen dieser Effekte auf die Meso-avoidance vernachlässigbar.

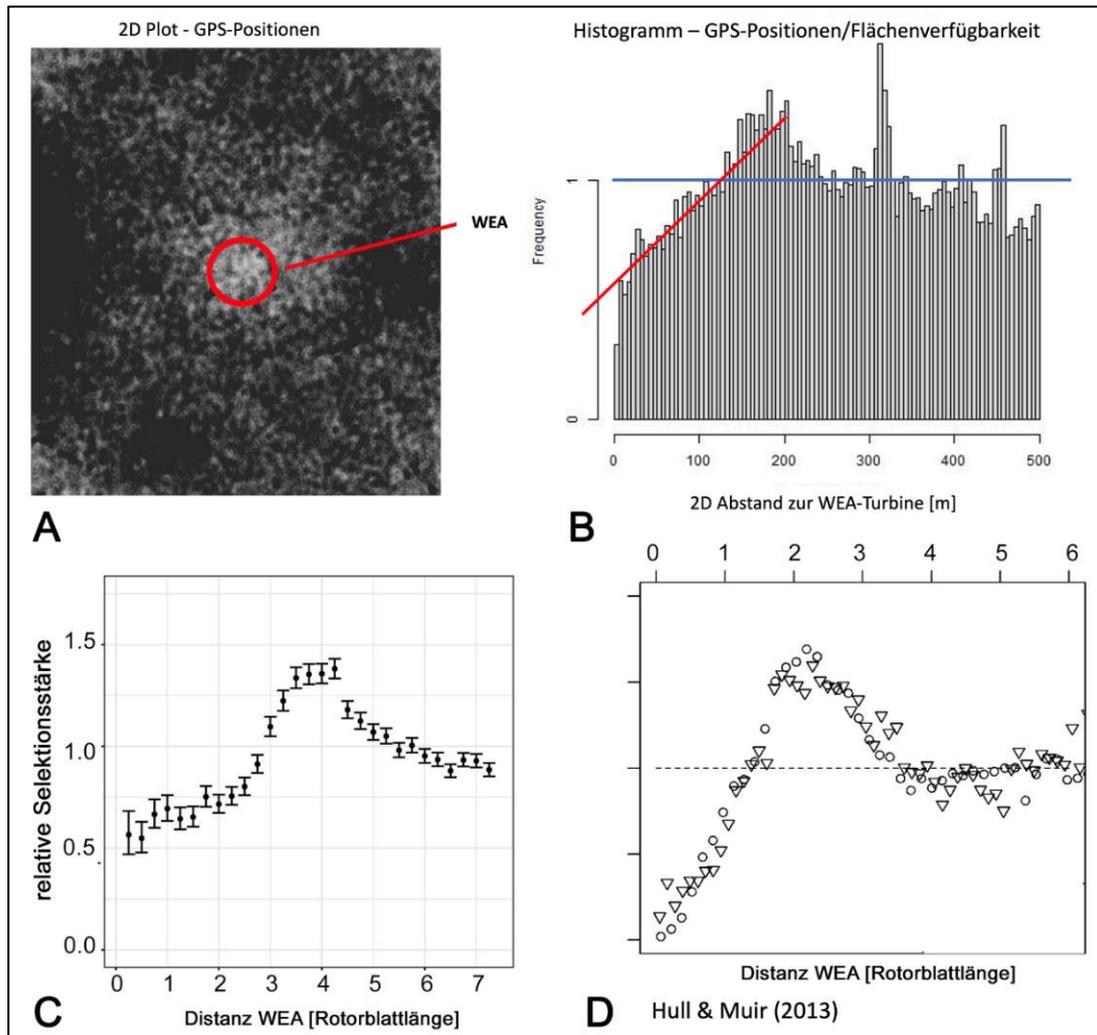


Abb. 3.5 Ergebnisse zur Analyse der Rotmilan 2D-Meso-avoidance. (A): Semi-transparente Überlagerung aller WEA-nahen Trackingpunkte in 2D, zentriert um den jeweiligen WEA-Mittelpunkt. Roter Kreis entspricht Kreis mit Radius der Rotorblattlänge. (B) Histogramm der Anzahl an GPS-Punkten pro WEA-Distanzklasse (unter Herausrechnung der Flächenverfügbarkeit). Blaue-Linie: ungefähre Mittelwert in größerer Entfernung zur WEA; rote Linie: ungefähre Verlauf der Meidung im Nahbereich. (C) iSSM-basierte Analysen der 2D-Meso-avoidance aus der vorliegenden Studie. (D) Meso-avoidance-Kurve für zwei Adler-Spezies in Australien, angepasst aus Hull und Muir (2013). Die Werte der Y-Achse in (D) sind normalisiert und daher nicht dargestellt, weil nicht in absoluten Werten interpretierbar; Werte oberhalb der gestrichelten Linie in (D) geben eine relative Attraktion an, Werte unterhalb hingegen eine Meidung.

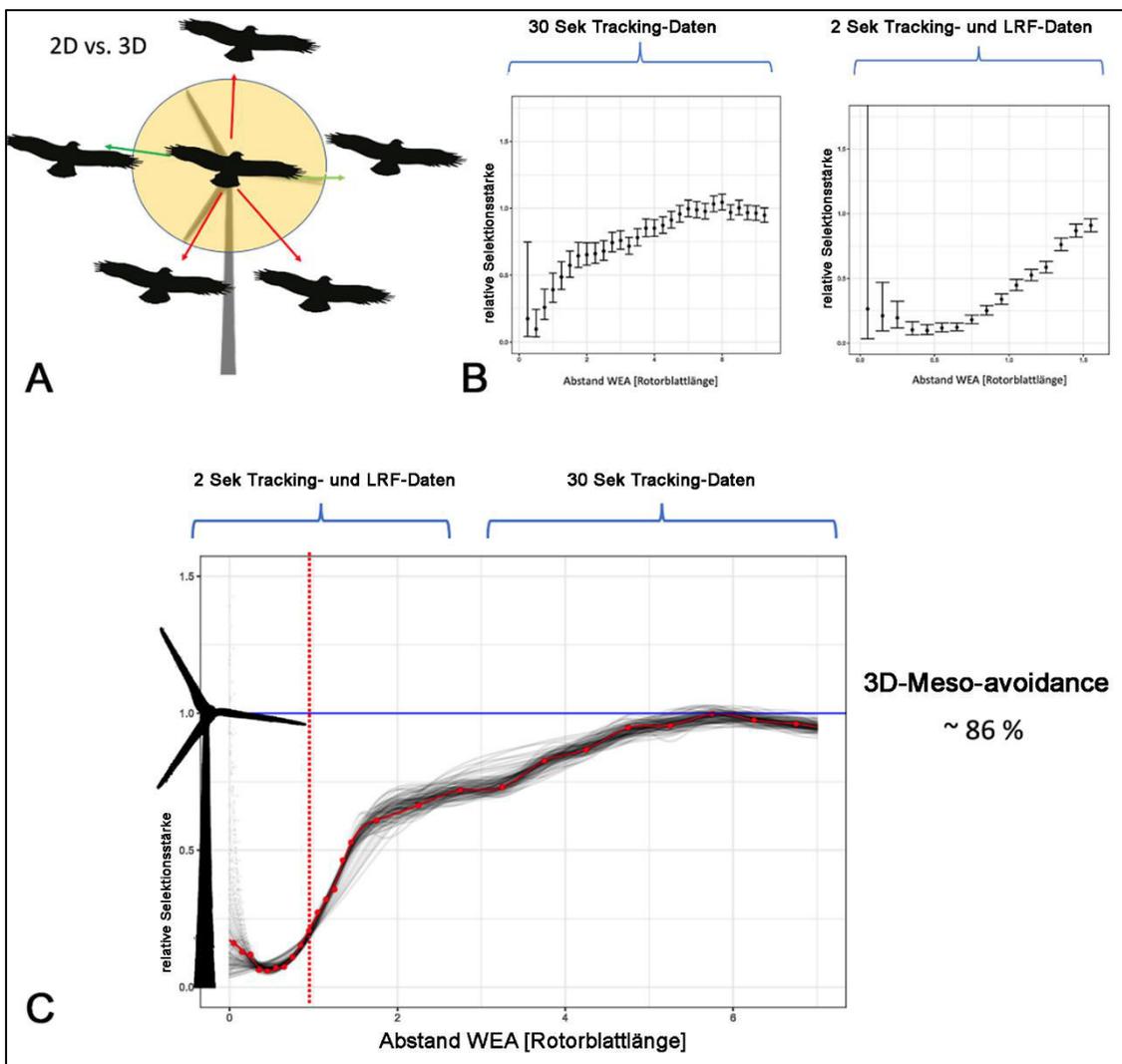


Abb. 3.6 Bestimmung der Rotmilan Meso-avoidance in 3D. (A): Schematisch gezeigter Unterschied der Vögel, die mit dem 2D-Ansatz als „außerhalb des Risikobereiches“ gewertet werden (grüne Pfeile) vs. der Vögel, die fälschlicherweise als „innerhalb“ gewertet werden (rote Pfeile). (B) Ergebnisse der 3D-iSSM-Analysen für den Bereich von 0-7 Rotorblattlängen (links) vs. 0-1,5 Rotorblattlängen (rechts). (C) Zusammenführen der Schätzungen aus (B) mittels einer Schar von regressions-basierten Meidekurven, die in ihrer Variabilität die empirischen Unsicherheiten reflektieren.

Makro-avoidance. Um der Makro-avoidance (Vermeidung ganzer Windparks) nachzugehen, wurden im Zuge des Raumnutzungsmodells neben CLC18-basierten Habitatvariablen sowie den Brutplatz-Distanz-bezogenen Variablen weitere Variablen definiert, die den großräumigeren Abstand zum Windpark repräsentieren. Insbesondere wurden binäre Variablen „Dist_WEA_X“ definiert, die für einen Abstand X ($X = 1\text{ km}, 1,5\text{ km}, 2\text{ km}, 4\text{ km}, 6\text{ km}, 8\text{ km}$) den Wert „1“ annahmen, für Punkte, deren Abstand zum Mastmittelpunkt der nächsten WEA kleiner als X km betrug den Wert „0“. Somit konnte systematisch analysiert werden, ob die Aufenthaltswahrscheinlichkeit innerhalb eines X km Radius, verglichen zu Gebieten außerhalb verändert ist – unter Herausrechnung der partiellen Effekte durch lokale Habitats und die Distanz zum Brutplatz. Die LASSO-basierte Modell-Selektion (vgl. Anhang A.8) selektierte keine der o. g. DIST_WEA_X-Variablen, weder in der Gesamt-Analyse der für verschiedene Schrittweiten gepoolten Daten noch in den schrittweiten-spezifischen

Einzelanalysen. Wir gehen daher davon aus, dass es im Mittel keine deutliche Attraktion oder Meidung von Windparks gibt und setzen die Makro-avoidance daher im Rahmen dieser Studie auf 0 %. Dies steht in Übereinstimmung mit der Studie von Madders und Whitfield (2006), in der die Makro-avoidance für Hochland-Greifvögel als eher vernachlässigbar eingestuft wird.

Gesamt-avoidance. Aus den o. g. Werten zur Mikro-, Meso- und Makro-avoidance ergibt sich eine Gesamt-avoidance von etwa 98 %. Hier sei explizit angemerkt, dass der zusätzliche Minderungseffekt durch die heterogene Flughöhenverteilung in diesem Wert noch nicht reflektiert ist und an anderer Stelle in unsere Modellierung/Berechnung des Vogelschlagrisikos einfließt. Gleiches gilt für den kürzlich geschätzten Wert der zusammengenommenen Mikro- und Meso-avoidance von 96,5 % (ebenfalls basierend auf empirisch dokumentiertem Ausweichverhalten – (Reichenbach et al., 2023)), der eine ganz ähnliche Größenordnung zeigt. Zudem passt unser berechneter Wert zu dem bisher häufig für den Rotmilan angenommenen (allerdings empirisch ungenügend charakterisierten) Wert von 99,2 % (Urquhart und Whitfield, 2016), wobei letzterer den zusätzlichen kollisionsmindernden Effekt der Flughöhenverteilung bereits mitberücksichtigt.

Trotzdem sei deutlich herausgestellt, dass es unbedingt noch einer empirisch besser fundierten Schätzung der Mikro-avoidance bedarf, bevor das im Rahmen dieser Studie präsentierte Modell in der Praxis angewendet werden kann. Weitere diesbezügliche Anmerkungen/Vorschläge finden sich im oben gezeigten Abschnitt zur Mikro-avoidance.

Nutzungsintensität in Abhängigkeit vom Brutplatz. Auch die Raumnutzung in Abhängigkeit von der Distanz zum Brutplatz wurde jüngst quantifiziert und im Kontext von Vogelschlagrisikobetrachtungen diskutiert (BDEW, 2021; Heuck et al., 2019; Männel, 2021; Reichenbach und Aussieker, 2021; Sprötge et al., 2018). Hier wurden i. d. R. Distanzklassen in Abhängigkeit von der Distanz zum Brutplatz gebildet, und – basierend auf empirischen Daten – die Nutzungsintensität in Abhängigkeit von dieser Distanz evaluiert.

Wir greifen diese Ideen auf, mit dem Unterschied zu bisherigen Ansätzen, dass wir (1) eine deutlich größere empirische Datensituation zugrunde legen und weil wir (2) auch die Unsicherheiten der Schätzungen mit quantifizieren. Insbesondere nutzten wir die Daten von insgesamt 234 verschiedenen bekannten, jahres-spezifischen Rotmilan-Brutplatz-Standorten. Die den entsprechenden Individuen zuzuordnenden Trackingdaten wurden auf 5-Minuten-Intervalle regularisiert (damit Sender mit hoher Taktung das Ergebnis nicht überproportional beeinflussen). Daten im direkten Umfeld des Brutplatzes (100 Meter) sowie Daten von sitzenden Vögeln (< 3 km/h) wurden zuvor entfernt, damit sich die Analysen allein auf die Flugaktivität beschränken. Das Entfernen der Daten im 100-Meter-Radius um den Horst liegt darin begründet, dass im Nahbereich des Horstes eine sehr hohe Anzahl an sitzenden Positionen vorliegt, in denen ein gewisser Anteil falsch-positiver Flugpositionen vorliegen würde (bspw. durch phasenweise größere örtliche Fehler), was u. U. die Analysen verzerren könnte.

Für die Analyse selbst wurden Abstandsringe in 100-Meter-Schritten verwendet und für jeden Abstandsring die Anzahl der Trackingpunkte mit der Größe der verfügbaren Fläche analytisch verrechnet. Die finale Analyse der nichtlinearen Abhängigkeit der Nutzungsintensität von der Distanz zum Brutplatz erfolgte mit generalisierten linearen gemischten Modellen (GAMMs), bei denen die Vogel-ID als „random intercept“ verwendet wurde (Wood, 2006; Zuur et al., 2009). Die Quantifizierung der Unsicherheiten erfolgte über ein Resampling der Rohdaten auf Vogel-ID-Ebene mit

anschließender erneuter GAMM-Anwendung je Resample. Auch wenn eine Brutplatzabhängige Nutzungsintensität bereits im Kontext des Habitat-Modells abgeschätzt/berücksichtigt wurde (um Verzerrungen bei der Messung von Habitat-Effekten zu vermeiden), handelte es sich bei den dort verwendeten Variablen um spezifische funktionale (wie z. B. exponentiell fallende) Variablen. Der hier verwendete GAMM-basierte Ansatz lässt hingegen jede Form von nichtlinearen Abhängigkeiten zu und ist unter dem Aspekt flexibler und daher besser für die Abschätzung des Effektes geeignet.

Die Ergebnisse für 100 exemplarische Resamples sind in Abb. 3.7 gezeigt. Es zeigt sich eine stark ausgeprägte Abhängigkeit der Nutzungsintensität von der Distanz zum Brutplatz, analog zu den Ergebnissen von bspw. Reichenbach und Aussieker (2021). Auch die kumulative Kurve (Abb. 3.7) zeigt hohe qualitative und quantitative Übereinstimmungen mit bisherigen Arbeiten (Heuck et al., 2019; Reichenbach et al., 2023; Reichenbach und Aussieker, 2021). Weiterführende Analysen basierend auf den o. g. kumulativen Nutzungskurven zeigten, dass 98 % der Raumnutzung innerhalb des 6 km Radius um den Brutplatz stattfindet. Dies veranlasste uns, für den Rotmilan im Kontext der vorliegenden Studie einen Radius von 6 km um den Brutplatz rechnerisch zu betrachten; für andere Vogelarten müsste diese Wahl entsprechend angepasst werden. Mögliche Verbesserungsvorschläge bzgl. der Analyse der Abhängigkeiten von der Distanz zum Brutplatz finden sich in Anhang A.2.

Flughöhe. Die Flughöhe eines Vogels zeigt art- und u. U. phänologiespezifische Muster. Insbesondere im Zusammenspiel mit dem vom Rotor überstrichenen Höhenbereich einer WEA ist daher ein starker Einfluss auf das Vogelschlagrisiko zu erwarten. Auch hier gab es in jüngster Zeit verschiedene Vorarbeiten, zum Beispiel wurden in Pfeiffer und Meyburg (2022) detaillierte Höhennutzungen für Rotmilane präsentiert.

Analog zu der Vorgehensweise im Abschnitt „Nutzungsintensität in Abhängigkeit vom Abstand zum Brutplatz“ arbeiteten wir auch hier mit auf 5 Minuten regularisierten Daten, ausschließlich mit Flugdaten (> 3 km/h), sowie unter Ausschluss aller Punkte aus dem direkten (100 Meter Umkreis) des Brutplatzes. Im Anschluss wurde eine Histogramm-Analyse der Höhenverteilung durchgeführt, wobei 10-Meter-Höhenklassen (bis 300 Meter Flughöhe) den Betrachtungen zugrunde gelegt wurden. Auch hier wurde wieder ein Resampling-Schema auf Individuen-Ebene angewendet, um die Unsicherheiten der Abschätzungen zu quantifizieren. Der Unterschied zu bisherigen Ansätzen besteht darin, dass wir (1) eine deutlich größere empirische Datensituation zugrunde legen; und dass wir (2) auch die Unsicherheiten der Schätzungen mit berechnen. Allerdings sei angemerkt, dass die vorliegende Datengrundlage zwar deutlich größer ist, Details der Auswertungsstrategie bzw. der Qualität oder Verfügbarkeit der Höhenmessungen aber aufgrund der großen Datenheterogenität u. U. weniger optimal sind als bspw. in den Fallstudien von Pfeiffer und Meyburg (2022).

Die Ergebnisse für 100 exemplarische Resamples sind in Abb. 3.7 A gezeigt. Die Höhenkurve entspricht in hohem Maße der in Pfeiffer und Meyburg (2022) präsentierten Kurve; so liegt bspw. das Maximum der Nutzung bei unter 25 Metern Höhe. Weitere mögliche Verbesserungsvorschläge bzgl. der Analyse der Flughöhenverteilung finden sich in Anhang A.2.

Fliegen/Rasten: Tagesphänologie. Der Anteil der Flugaktivität pro 24 Stunden hat einen direkten Einfluss auf die Kollisionswahrscheinlichkeit. Diesbezügliche Abschätzungen wurden jüngst in Pfeiffer und Meyburg (2022) präsentiert und zeigen eine deutliche tageszeitliche Abhängigkeit, die zudem vom Alter und Geschlecht der Tiere abhängt.

In der vorliegenden Studie haben wir für analoge Analysen den o. g. auf 5 Minuten regularisierten Gesamtdatensatz verwendet (jedoch ohne einen weiteren Ausschluss von Daten, da Sitzpositionen hier mitberücksichtigt werden sollen) und basierend auf einer simplen Approximation der Fluggeschwindigkeit (unter Anwendung des Grenzwertes von 3 km/h) die binäre Variable „fliegend“ vs. „rastend“ klassifiziert. Die Analyse dieser Daten erfolgte dann mittels logistischen Generalisierten Additiven Modellen (GAMs), wobei die Tageszeit (0-24 Stunden) als nichtlinearer zyklischer Prädiktor verwendet wurde (Wood, 2006). Unsicherheiten konnten wieder mittels Resampling auf Individuen-Ebene quantifiziert werden. Der Unterschied zu bisherigen Ansätzen besteht auch hier darin, dass wir (1) eine deutlich größere empirische Datensituation zugrunde legen (2) die Unsicherheiten der Schätzungen mit quantifizieren konnten.

Die Ergebnisse für 100 exemplarische Resamples sind in Abb. 3.7 B dargestellt. Der qualitative und quantitative Verlauf entspricht in hohem Maße den in Pfeiffer und Meyburg (2022) präsentierten Kurven. Weitere mögliche Verbesserungsvorschläge bzgl. der Analyse der Tagesphänologie finden sich in Anhang A.2.

Fluggeschwindigkeit. Wenn es von der Umrechnung von Vogeldichten zu Durchflügen im Rotorbereich kommt (und auch bei der Berechnung des Kollisionsrisikos selbst), spielt die Fluggeschwindigkeit eine wichtige Rolle (Band, 2012; Band et al., 2007). Bisherige Arbeiten gehen hier von etwa 30 km/h für den Rotmilan aus (BDEW, 2021). Basierend auf GPS-Daten, die auf 5 Sekunden regularisiert wurden, zeigt sich in unseren Analysen in Übereinstimmung eine mittlere Geschwindigkeit von knapp 30 km/h (ein Histogramm basierend auf 100 exemplarische Resamples auf Individuen-Niveau, ist in Abb. 3.7 D gezeigt). Die Approximation der Fluggeschwindigkeit erfolgte über ein einfaches Teilen der örtlichen Different d_x zwischen zwei Trackingpunkten durch die zeitliche Different d_t . Es sei jedoch angemerkt, dass im Kontext der vorliegenden Studie aus Zeitgründen immer 30 km/h entspricht 8,33 m/s) für die Berechnungen im Kontext des Hybrid-Modells verwendet wurden, da die empirische Berechnung der Fluggeschwindigkeiten (Abb. 3.7 D) relativ spät im Zuge der Gesamtanalysen erfolgte und daher nicht mehr integriert werden konnte. Aufgrund des empirischen Wertes dicht an 30 km/h sowie der sehr geringen Streuung dieser Werte ist jedoch davon auszugehen, dass ein Umstellen auf die empirisch ermittelten Werte (nebst Unsicherheiten) einen vernachlässigbaren Einfluss auf die Ergebnisse hat. Die angenommene Größenordnung wurde jüngst in der empirischen Studie von Reichenbach et al. (2023) bestätigt, in der 9,2 m/s ermittelt wurden.

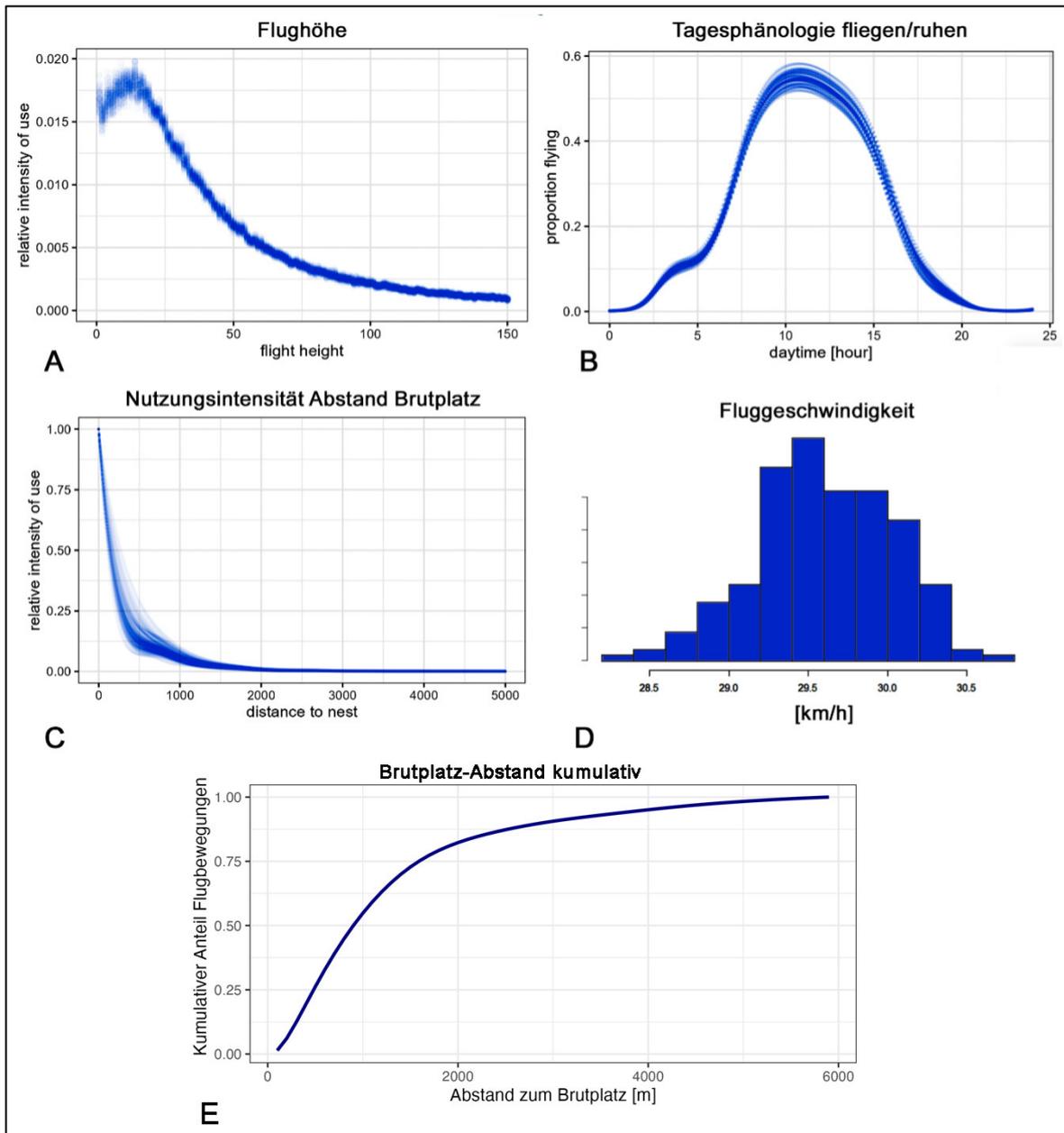


Abb. 3.7 Empirische Schätzung der Flughöhe (A), der Tagesphänologie des Anteiles Flug- vs. Rast-Positionen (B), der relativen Flächennutzung in Abhängigkeit vom Abstand zum Brutplatz (C), der mittleren Fluggeschwindigkeit (D) sowie des kumulativen Anteils an Flugbewegungen in Abhängigkeit von der Distanz zum Brutplatz (E). Jedem Plot in (A)-(D) liegen 100 Resample-Punkte bzw. -Kurven zugrunde, welche die Unsicherheiten repräsentieren, die mit den jeweiligen Schätzungen des mittleren Verhaltens einhergehen. Da die Kurve in (E) im Gegensatz zu (C) auch die mit dem Abstand zum Brutplatz zunehmende Fläche mitberücksichtigt, eignet sie sich deutlich besser für die Abschätzung von Radien, die mit spezifischen prozentualen Anteilen der Flugaktivität assoziiert sind. Demnach findet bspw. über 50 % der Rotmilan-Flugaktivität innerhalb des 1000 m Radius um den Horst statt.

3.1.4 Konzeptionelle Zusammenführung zum 3D-Raumnutzungs- und Hybrid-Modell

Wie im vorherigen Kapitel 3.1.3 im Detail beschrieben, sind nun alle wesentlichen, die 3D-Raumnutzung um den Brutplatz betreffenden Abhängigkeiten als (vorerst separate) Modelle verfügbar.

Die Abschätzungen sind strikt auf empirischen Daten gegründet und Unsicherheiten sind in Form von Resamples (z. B. Kurven-Scharen) verfügbar. Nun können alle diese Effekte miteinander kombiniert werden, um die mittlere 3D-Nutzung des Raumes um einen Brutplatz im Kontext lokaler Gegebenheiten (d. h., lokales Habitat, WEA-spezifische Metriken, Abstand zwischen Brutplatz und WEA) vorherzusagen.

Sei nun exemplarisch ein Brutplatz-Standort sowie eine (geplante) WEA in unmittelbarer Nähe gegeben. Wie in Abb. 3.4 bzw. Abb. 3.8 A gezeigt, kann nun in einem ersten Schritt das lokale Habitat aus den CLC18-Datenbanken in 100x100 Metern Auflösung bestimmt und mittels der Kennzahlen/Parameterwerte aus dem iSSM-Habitatmodell die relative Nutzungsintensität im Umfeld des Brutplatzes vorhergesagt werden. Hier wird also das über die deutschlandweiten empirischen GPS-Daten parametrisierte Habitat-iSSM dafür genutzt, die relativen Nutzungsintensitäten einer beliebigen spezifischen lokalen Habitatkonstellation vorherzusagen.

Da wir aber eine 3D- statt einer 2D-Modellierung der Raumnutzung vornehmen, wird zuvor in einem ersten Schritt das Umfeld des Brutplatzes auf den 3D-Raum ausgeweitet (vgl. exemplarisch ausgeschnittener 3D-Quader in Abb. 3.8 A), indem die relative habitatabhängige Nutzung einfach in die z-Achse fortgeführt wird (Abb. 3.8 A-B). In weiteren Schritten werden dann alle weiteren örtlichen Abhängigkeiten hinzu multipliziert (z. B. Ausweichverhalten (Abb. 3.8 C), Nutzungsintensität in Abhängigkeit von der Distanz zum Brutplatz (Abb. 3.8 D) und die Flughöhenverteilung (Abb. 3.8 E)), sodass final die räumliche Aufenthaltswahrscheinlichkeit im gesamten 3D-Umfeld (in der Fläche mit einem Radius von 6 km und in der Höhe 300 m) um den Brutplatz in 10 x 10 x 10 m Auflösung (d. h., in über 30 Millionen örtlichen 3D Pixeln) gegeben ist. Auch wenn sich die Betrachtung auf eine (in der Ebene) kreisrunde Fläche um den Horst bezieht, so ist die effektive Form des Homerages u. a. durch den Effekt der Habitat-Präferenzen i. d. R. nicht kreisförmig.

Darauf basierend kann jetzt die relative (örtliche) Aufenthaltswahrscheinlichkeit im Risikobereich (vgl. Abb. 3.9) verglichen und zu der des Gesamt-Homeranges über Integration bestimmt werden. Diesen relativen Wert kann man dann wiederum mit den zeitlichen Aspekten (Anwesenheitsdauer pro Jahr, sowie zeitlicher Anteil im Flug pro 24 Stunden) verrechnet werden, was zu einer Aufenthaltsdauer im Risikobereich pro Individuum und Jahr führt. Diese Werte fließen dann (umgerechnet in Vogeldichten) neben anderen Parametern zum Vogel und der betrachteten WEA in das mechanistische Kollisionsrisikomodell ein, bei dem wir die jüngst auf GitHub publizierte SOSS-Version des BAND-Modells (Caneco et al., 2022) nutzen. Die Anbindung des BAND-Modells an das Raumnutzungsmodell wird im folgenden Abschnitt sowie im Anhang A.3 näher beschrieben.

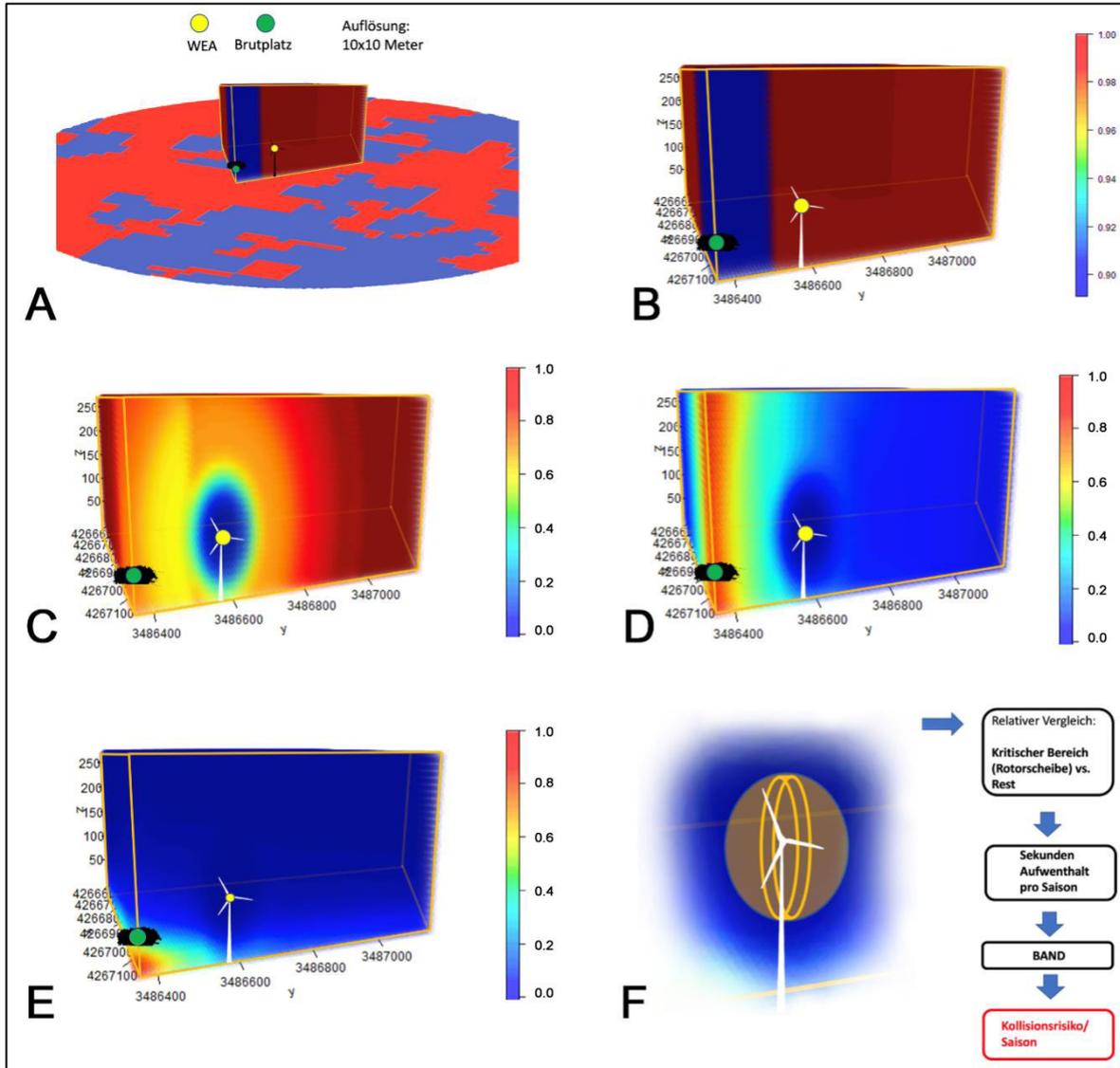


Abb. 3.8 Veranschaulichung der einzelnen Schritte, um über eine empirisch fundierte 3D-Raumnutzungsprognose zur finalen Berechnung von Kollisionen pro Individuum und Saison zu kommen. (A): Ausdehnung der relativen Habitat-Nutzung von der 2D-Betrachtung (unterliegende Kreis-scheibe) zur 3D-Betrachtung (exemplarisch ausgeschnittener 3D-Quader). (B)-(E): schrittweise Anwendung der modellierten relativen 3D Raumnutzung unter Einbeziehung (A) des unterliegenden Habitats; (C) des 3D-Ausweichverhaltens, (D) der Abhängigkeit von der Distanz zum Brutplatz; sowie (E) der Flughöhenverteilung. (F): finale Vorgehensweise zur Berechnung der Anzahl vorhergesagter Kollisionen pro Individuum und Saison. Nach jedem der Schritte (B)-(E) wurde die relative Nutzungsintensität zwecks Anschaulichkeit reskaliert, indem sie durch den Maximalwert im betrachteten Würfel geteilt wurde.

Textbox 2: Risikobereich

Der „Risikobereich“ bezeichnet im Rahmen dieser Studie denjenigen Luftraum im Bereich einer WEA, in dem ein fliegender Vogel akut vogelschlaggefährdet ist. Dieser setzt sich zusammen aus (1) dem von den Rotorblättern überstrichenen Luftraum, und (2) einem örtlichen Puffer in Abhängigkeit von der Vogelgröße, denn schon das Ragen bspw. eines Flügels in den vom Rotor überstrichenen Luftraum kann ja schon einen Vogelschlag verursachen. Insofern hängt der Risikobereich sowohl von WEA- als auch Vogel-spezifischen Maßen ab, und anschaulich gesprochen wird als Puffer dem überstrichenen Raum von beiden Seiten die halbe mittlere Körperausdehnung des Vogels hinzuaddiert. Wir approximieren den Risikobereich über eine zylindrische Form, deren Radius der Rotorblattlänge entspricht. Die Tiefe des Zylinders ist die Summe aus (1) aus der maximalen Tiefe der Rotorblätter multipliziert mit dem Sinus des maximalen Pitch-Winkel im Betrieb (vgl. z. B. BDEW (2021)) und (2) der mittleren Körperausdehnung des Vogels (anschaulich: hälftig auf beiden Seiten addiert), letztere gegeben über die Formel

$$\text{Mittlere Körperausdehnung} = \frac{\text{Körperlänge} + \sqrt{\text{Körperlänge}^2 + \text{Flügelspannweite}^2}}{2}$$

Sowohl die Betrachtung eines maximalen Pitch-Winkels, als auch die Annahme der damit verrechneten maximalen Rotorblatttiefe auf ganzer Länge des Rotorblatts sind stark vereinfachende Annahmen, die in hohem Maße dem Vorsorgeprinzip zugrunde liegen. Aus diesem Grund verzichten wir auf das zusätzliche Addieren der mittleren Körperausdehnung zum betrachteten Radius des Zylinders. Es sei zudem angemerkt, dass für die korrekte Lokalisation des Risikobereichs die Abweichung des WEA-Drehpunktes von der Mastachse (Exzentrizität) mitberücksichtigt werden muss, welche wiederum von der Ausrichtung der WEA abhängt. Im Zuge der Analysen der Mikro-avoidance wurde dieser Versatz im Rahmen dieser Studie mitberücksichtigt.



Rotorkugel (mit Radius der Rotorblattlänge)



Rotorscheibe (mit Radius der Rotorblattlänge, Tiefe=0)



Risikobereich (Zylinder mit Radius der Rotorblattlänge und Tiefe der maximalen Rotorblatttiefe plus Körpergröße des Vogels)

Abb. 3.9 Illustration der Begriffe "Rotorkugel", "Rotorscheibe" und "Risikobereich". Weitere Details zur Definition des Risikobereichs finden sich in Textbox 2.

3.1.5 Gesamtformel des Hybrid-Modells

Eine anschauliche Version der Gesamtformel des Hybrid-Modells zur Berechnung der Anzahl an Kollisionen pro WEA, Individuum und Saison ($P_{Kollision}$) lässt sich in drei Anteile zerlegen

$$P_{Kollision} = P_{Zeit} * P_{Ort} * P_{CRM},$$

Formel 1

die eine zeitliche Komponente (P_{Zeit}), eine räumliche Komponente (P_{Ort}) und eine durch ein mechanistisches Kollisionsrisikomodell berechnete Komponente (P_{CRM}) repräsentieren. Die zeitliche Komponente beinhaltet hierbei Informationen zum zeitlichen Anteil, den ein Individuum pro Jahr fliegend verbringt. Die örtliche Komponente berechnet den örtlichen Anteil im räumlichen Home-range der innerhalb des Risikobereichs (vgl. Abb. 3.9) verbracht wird (relativ zum Rest des Home-ranges und unter Berücksichtigung des Meideverhaltens auf verschiedenen örtlichen Skalen) und die CRM-Komponente berechnet schlussendlich das Kollisionsrisiko pro Sekunde bei Aufenthalt im Risikobereich – basierend auf zusätzlichen Informationen zur Vogelart (z. B. Größe, Geschwindigkeit) und zur WEA (z. B. Rotordrehzahl).

In Formel 1 und im Folgenden bezeichnen P_i Faktoren, die empirisch geschätzte Anteile/Wahrscheinlichkeiten beinhalten und T_i die als bekannt/scharf angenommenen Werte (d. h., ohne Varianz durch empirische Messungen). Zudem wird angenommen, dass der Brutplatz-Standort, der WEA-Standort, das CLC-Habitat im großräumigen Umfeld des Brutplatzes sowie verschiedene WEA- und vogelspezifische geometrische Abmaße und charakteristische Größen für die Bewegung bekannt sind. Detaillierte Information zu allen Parametern sind im Anhang A.3 gegeben.

Insbesondere gilt für die zeitliche Komponente

$$P_{Zeit} = T_{Jahr} * T_{Saison} * P_{Tageszeit},$$

Formel 2

wobei T_{Jahr} die Anzahl an Sekunden pro Jahr bezeichnet, T_{Saison} der Anteil der Aufenthaltszeit des Vogels pro Jahr (Wert zwischen 0 und 1 ohne Einheit) und $P_{Tageszeit}$ der Anteil an 24 Stunden, in denen der Vogel Flugaktivität zeigt (ebenfalls ein Wert zwischen 0 und 1 ohne Einheit). $P_{Tageszeit}$ wird über die Bildung des Mittelwertes aller durch das Flugaktivitäts-Regressionsmodell in 24 Stunden vorhergesagten Wahrscheinlichkeiten berechnet (wobei jahreszeitliche Aspekte hier nicht berücksichtigt wurden).

Die örtliche Komponente (P_{Ort}) berechnet die dreidimensionale rein örtliche Aufenthaltswahrscheinlichkeit innerhalb des Risikobereichs (approximiert als Zylinder plus Puffer, der von den Rotorblättern überstrichen wird – vgl. Abb. 3.9 und Textbox 2) relativ zu der Aufenthaltswahrscheinlichkeit im gesamten Volumen des Homeranges, wobei das Meideverhalten auf verschiedenen Skalen mitberücksichtigt wird. Hierfür wird in einem ersten Schritt ein (artspezifisch angepasster) 6 km Radius um den Brutplatz in der Ebene betrachtet, der bis in (artspezifisch angepasste) 300 Meter Höhe reicht und in ein äquidistantes und strukturiertes Netz von Gitterpunkten diskretisiert wird (insgesamt über 30 Millionen örtliche Pixel). An jedem Gitterpunkt ist dann die relative Aufenthaltswahrscheinlichkeit durch

$$P_{Pixel} = P_{Habitat} * P_{BrutDist} * P_{Flughöhe} * P_{Meidung}$$

Formel 3

gegeben, wobei $P_{Habitat}$ die relative Nutzungsintensität in Abhängigkeit vom Habitat repräsentiert – vorhergesagt durch das entsprechende empirische Habitat-Regressionsmodell; $P_{BrutDist}$ ist eine örtliche Nutzungswahrscheinlichkeit als Funktion des Abstandes zum Brutplatz (gegeben durch das entsprechende empirische Modell in Abb. 3.7); und $P_{Flughöhe}$ bezeichnet die relative Nutzungsintensität in Abhängigkeit von der Flughöhe (empirische Regressionsergebnisse finden sich ebenfalls in Abb. 3.7). $P_{Meidung}$ schlussendlich quantifiziert die Meidung der Rotorscheibe, die wiederum durch

$$P_{Meidung} = P_{Makro} * P_{Meso} * P_{Mikro}$$

Formel 4

in differenzierterer Form gegeben ist und das Meideverhalten auf drei unterschiedlichen örtlichen Skalen betrachtet (vgl. Textbox 1). Alle drei Werte wurde im Rahmen dieser Studie empirisch ermittelt (vgl. auch Abb. 3.6); die empirische Datengrundlage für die Bestimmung von P_{Mikro} wird allerdings noch als ungenügend betrachtet.

P_{Ort} berechnet sich schlussendlich aus der integralen Wahrscheinlichkeit P_{Pixel} für das Volumen der Rotorscheibe dividiert durch die integrale Wahrscheinlichkeit des Gesamtvolumen des Home-ranges, gegeben durch

$$P_{Ort} = \frac{P_{im_Rotor}}{P_{gesamt}}$$

Formel 5

Die Rotorstellung war in den Analysen zu P_{Meso} nicht bekannt und konnte hier daher nicht explizit berücksichtigt werden. Stattdessen beschreibt P_{Meso} das Meideverhalten in einer Kugel, welche für die Rotorblätter erreichbar ist, um den Punkt auf der Turmachse in Nabenhöhe (vgl. Abb. 3.9). Daher wurden für die Berechnung von P_{im_Rotor} in einem ersten Schritt die Werte von P_{Pixel} in der o. g. 3D Rotorkugel aufsummiert, um in einem zweiten Schritt mit einem Korrekturfaktor $T_{Scheibe}$ multipliziert zu werden, der angibt, welchen Volumenanteil der Risikobereich (vgl. Abb. 3.9) an der Rotorkugel hat (Wert zwischen 0 und 1). Somit wird hier davon ausgegangen, dass der Risikobereich nicht gegenüber dem Rest der Rotorkugel gemieden wird; entsprechende Meide-Effekte fließen in Form von P_{Mikro} in die Formel ein. Weitere Berechnungsdetails sind in der genauen Spezifikation der Parameter im Anhang A.3 gegeben.

Schlussendlich gilt für die mechanistische CRM-Komponente (P_{CRM}), dass die Berechnung des Kollisionsrisikos (pro Sekunde Aufenthaltszeit in der Rotorscheibe) über die neueste Version des SOSS-Band-Modells durchgeführt wird, wobei weitere WEA- und vogelartspezifische Informationen (u. a. Vogelgröße, Fluggeschwindigkeit, WEA-Rotordrehzahl) integriert werden (vgl. Anhang A.3 für detaillierte Parameterwahl und zusätzliche Informationen im Kontext des SOSS-Band Modells).

3.1.6 Schätzung von Unsicherheiten/Varianz

Die hier präsentierte Vorgehensweise erlaubt die Berechnung von empirischen Schätz(un)sicherheiten (z. B. reflektiert in Konfidenzintervallen), welche mit dem berechneten Vogelschlagrisiko einhergehen – verursacht durch die verschiedenen miteinander verschnittenen empirisch geschätzten Modell-Prognosen. Hierbei geht es somit insbesondere um die Quantifizierung derjenigen Unsicherheiten, die mit der empirischen Bestimmung der Hybrid-Modell-Parameter zusammenhängen, nämlich bzgl. (1) der prognostizierten Habitat-Präferenzen; (2) der Meso-avoidance; (3) der Tagesphänologie; (4) der Nutzungsintensität in Abhängigkeit vom Brutplatz; und (5) der Flughöhenverteilung. Mangels ausreichender empirischer Daten zur Mikro-avoidance sind letztgenannte Unsicherheiten noch nicht mit reflektiert. Auch sei an dieser Stelle angemerkt, dass sich diese Unsicherheiten ausschließlich auf diejenigen Aspekte/Parameter beziehen, die im Modell berücksichtigt sind – zusätzliche (uns unbekannte) Quellen von zusätzlicher Varianz, die noch unberücksichtigt sind, können nie vollkommen ausgeschlossen werden.

Diese Möglichkeit der Varianzschätzung erweitert auf der einen Seite die Aussagekraft der CRM für die betroffenen Vogelarten und den möglichen Auswirkungen von Windenergieplanungen; wie aber “Unsicherheit” oder “Konfidenzintervalle” in Gesetzen oder Leitfäden umgesetzt werden sollen, ist auf der anderen Seite derzeit offen, da Begrifflichkeiten nicht eindeutig definiert sind (s. hierzu ggf. Brand et al. (2020)).

Bei der im Folgenden beschriebenen Prozedur schätzen wir somit diejenigen Unsicherheiten, die sich auf die Berechnung des Vogelschlagrisikos eines Brut-Individuums pro Jahr und spezifische WEA beziehen. Trotzdem mitteln wir die Ergebnisse über 100 verschiedene WEA, da sich diese Unsicherheiten zwischen unterschiedlichen lokalen Situationen (wie dem spezifischen lokalen Habitat) unterscheiden können und wir ein mittleres/repräsentatives Bild erlangen möchten. Die datenbasierte Unsicherheit wird dabei über prädiktive Simulationen aus den unterschiedlichen o. g. Modellen quantifiziert, welche die Varianz in den Daten unter Berücksichtigung der statistischen Unsicherheit der Modellparameter widerspiegeln. Dazu haben wir 100 verschiedene WEA zufällig aus dem in Manske et al. (2022) beschriebenen Datensatz ausgewählt, für jede dieser WEA einen hypothetischen Brutplatz in zufälliger Entfernung (gleichverteilter Abstand zwischen 100 und 3.000 Meter) platziert und für jedes dieser WEA-Brutplatz-Szenarios (inklusive des lokalen CLC18 Habitats) das Kollisionsrisiko mittels Hybrid-Modell berechnet (eine Auswahl solcher Berechnungen findet sich im Anhang A.7). Insbesondere wurden 100 verschiedene Resamples des 3D-Raumnutzungsmodells pro WEA-Brutplatz-Konstellation berechnet, wobei die Resamples – wie oben beschrieben – die empirischen Unsicherheiten der Parameter des Kollisionsrisikomodells quantifizieren. Im Anschluss wurden die je 100 Resamples der Kollisionswahrscheinlichkeit pro WEA-Brutplatz-Kombination durch den jeweiligen Mittelwert geteilt, um alle Werte bzgl. der Streuung vergleichbar zu machen. Somit liegt das (normierte) Vogelschlagrisiko pro WEA-Brutplatz-Kombination im Mittel bei 1,0. Von den finalen 10.000 Resample-Werten wurden dann mittels geeigneten Quantilen die 95 %-Konfidenzintervalle berechnet.

Der o. g. Berechnungsvorgang und die entsprechenden Ergebnisse sind in Abb. 3.10 dargestellt. Es zeigt sich, dass sich die Streuung nicht maßgeblich zwischen verschiedenen WEA-Brutplatz-Kombinationen unterscheidet (siehe farbiger Punkt-Plot in Abb. 3.10), was deutlich macht, dass die Schätzsicherheit i. d. R. nicht stark von den lokalen Gegebenheiten (wie WEA-Metriken oder Habitat) abhängt. Über den oben beschriebenen Normierungsprozess liegt das mittlere Kollisionsrisiko

bei 1,0. Über alle WEA-Brutplatz-Kombinationen gemittelt, liegt das 95 %-Konfidenzintervall bei $[0,80; 1,28]$, was bedeutet, dass ein mit dem Hybrid-Modell geschätztes Vogelschlagrisiko mit Unsicherheiten (95 %-Konfidenzintervall) behaftet ist, die im Mittel etwa +28 % und -20 % des Schätzwertes selbst betragen. Ausgedrückt als Varianzkoeffizient (=Standardfehler geteilt durch den Erwartungswert) liegt letzterer bzgl. der jährlichen Kollisionsrisikoschätzungen durch das Hybrid-Modell bei etwa 12 %, was im Kontext von ökologischen Daten u. E. ein sehr gutes/scharfes Ergebnis ist. Hierbei sei allerdings angemerkt, dass Unsicherheiten assoziiert mit der empirischen Schätzung der Mikro-avoidance noch nicht in dieser Varianz reflektiert sind.

Es soll zudem darauf hingewiesen werden, dass bei der o. g. Berechnung der Varianzen die WEA-spezifischen Parameter (z. B. Höhe, Rotordurchmesser, -drehzahl, Anteilige Zeit Stillstand – vgl. auch Anhang A.3) als bekannt und daher ohne Varianz angenommen wurden. Lägen hier keine genauen Messungen vor, oder müssten bzgl. einiger dieser Parameter Prognosen gestellt werden, würde dies natürlich weitere Unsicherheiten in das System bringen und die Varianz der Schätzungen entsprechend vergrößern. Tatsächlich ist die Rotordrehzahl im Betrieb variabel, weil abhängig von der wechselnden Windgeschwindigkeit. Es kann also im Prognosemodell nur ein mittlerer Wert oder auch eine auf der für den Standort prognostizierten Windverteilung basierende Verteilung der Drehzahl eingesetzt werden, die naturgemäß mit einer Unschärfe behaftet ist. Stillstandszeiten, bedingt durch zu wenig Wind sowie auf Grund von genehmigungsrechtlichen Abschaltungen (bspw. Schatten, Fledermaus-Aktivität) könnten zudem auf Basis von Meteorologiedaten abgeschätzt und technische Verfügbarkeiten als Erfahrungswerte abgeleitet werden.

Es ist nicht auszuschließen, dass es noch weitere (uns unbekannt) Unsicherheiten im Prozess gibt, die nicht durch die oben gezeigten Konfidenzintervalle reflektiert werden.

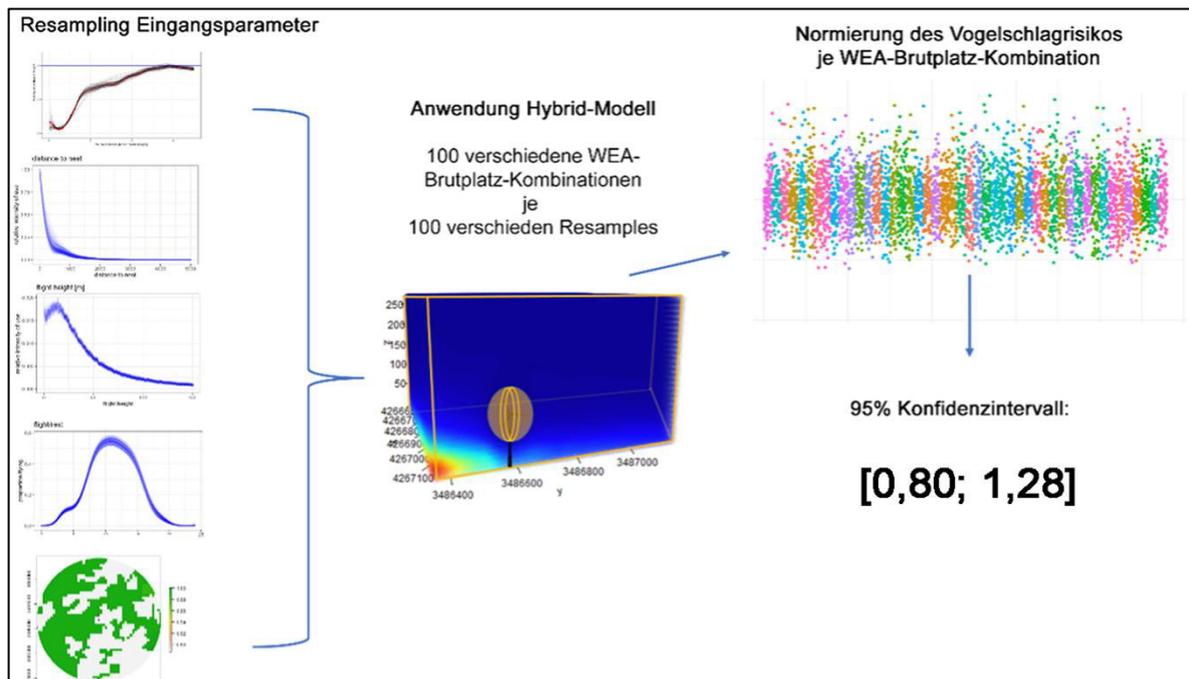


Abb. 3.10 Schematische Darstellung des Resampling-Vorgangs zur Berechnung der Parameter-bedingten Unsicherheiten bei der Schätzung von Kollisionsrisiken mittels Hybrid-Modell. Die pro WEA-Brutplatz-Kombination berechneten Vogelschlagrisiken sind jeweils auf den Mittelwert von 1,0 normiert worden, um Streuungen vergleichbar zu machen. Das berechnete 95 %-Konfidenzintervall repräsentiert einen Varianzkoeffizienten von etwa 12 %.

3.1.7 Weitere Anwendungsgebiete und mögliche Anpassungen des Hybrid-Modells

Verknüpfung mit lokalen empirischen Daten. Auch wenn der oben entwickelte Modellierungsansatz exemplarisch auf die Brutplatzsituation angewendet wurde, ist die Vorgehensweise ohne größere Schwierigkeiten auf die Betrachtung von allgemeiner Flugaktivität und/oder empirischen Felddaten zum lokalen Vogelvorkommen (wie bspw. Daten aus Raumnutzungsanalysen oder Kameradaten) anwendbar. So kann das modellierte Gebiet auf den Bereich eingeschränkt werden, aus dem Vogelbeobachtungsdaten vorliegen und die Nutzungsintensität in Abhängigkeit von der Distanz vom Brutplatz überall konstant auf 1,0 gesetzt werden (damit wird dieser Einfluss rechnerisch vernachlässigt). Dann wird aus den empirischen Beobachtungsdaten ein Maß generiert, welches einfach ins Modell eingebunden werden kann, bspw. „Vogel-Sekunden in dem betrachteten Gebiet pro Erfassungstunde“. So kann analog zu der in den vorherigen Kapiteln beschriebenen Vorgehensweise die örtlich heterogene Verteilung (bedingt durch Flughöhe, Habitat und Ausweichverhalten) vom 3D-Raumnutzungsmodell vorhergesagt und die daraus resultierende relative Aufenthaltswahrscheinlichkeit nicht wie im Brut-Kontext zu den Sekunden einer ganzen Saison (s.o.) sondern zu den aus den Beobachtungen (bspw. Kamera oder RNA) resultierenden empirischen Werten ins Verhältnis gesetzt. Selbst die Unsicherheiten aus den lokalen empirischen Daten können bei der Berechnung der Varianzen des finalen Kollisionsrisikos mit berücksichtigt werden, indem beim Resampling bspw. zufällig die Mittelwerte einzelner Beobachtungstage oder -wochen für die Berechnungen verwendet werden. Exemplarisch wird dies weiter unten beim Vergleich der Berechnungen des Hybrid-Modells mit den Ergebnissen der PROGRESS-Studie durchgeführt.

Ob die Nutzung von lokal erhobenen Flugaktivitätsdaten anstelle von Brutplatzinformationen allerdings präzisere Vorhersagen im Kontext des Hybrid-Modells liefert, kann nicht pauschal beantwortet werden, da dies in hohem Maße von der empirisch erhobenen Datendichte und Datenqualität abhängt. Es sei grundsätzlich angemerkt, dass eine Verknüpfung des Hybrid-Modells mit empirischen Daten einem angestrebten Beschleunigungseffekt entgegenwirkt.

Quantifizierung von Maßnahmen zur Reduktion des Vogelschlagrisikos. Prinzipiell kann das Hybrid-Modell auch dazu eingesetzt werden, den Effekt von verschiedenen möglichen Reduktionsmaßnahmen auf das Vogelschlagrisiko zu quantifizieren. Dazu kann das Vogelschlagrisiko mittels Hybrid-Modell, basierend auf verschiedenen realen und/oder hypothetischen Szenarien, berechnet und miteinander verglichen werden wie z. B. der Einfluss verschiedener Höhen des unteren Rotor-durchlaufs einer WEA oder der verschiedener Ausgleichsmaßnahmen im Homerange eines Brutpaars.

Hier könnte auch der zeitlich begrenzte Effekt einer sog. „Mahdabschaltung“ quantifiziert werden. Diese ist eine gesetzlich anerkannte Schutzmaßnahme zur Reduktion von Rotmilan-Kollisionen an WEA, wenn landwirtschaftlich genutzte Flächen und Rotmilan-Jagdgebiete zusammenfallen und ein signifikant erhöhtes Tötungsrisiko festgestellt wird. Hier müssen WEA dann abgeschaltet werden, wenn Mahd, Ernte oder Umbruch innerhalb eines Radius' von 250 m um die WEA stattfinden. In Kürze wird eine empirisch fundierte Studie zur Stärke und Länge der Mahd- und Umbruch-bedingten Attraktion bzgl. des Rotmilans veröffentlicht (ÖKOTOP & FÖA Landschaftsplanung, in Vorbereitung). Deren Ergebnisse (nebst Schätzunsicherheiten) können prinzipiell auf der Ebene des Habitat-Modells in das Hybrid-Modell integriert werden, indem die empirisch ermittelte relative Attraktionswirkung zeitlich und örtlich beschränkt zu den generellen iSSM-basierten Habitat-Prognosen hinzu multipliziert werden. Auf diesem Wege kann der reduktionswirkende Effekt dieser Maßnahme explizit und im Kontext lokaler Gegebenheiten quantifiziert werden.

Habitatpotenzialanalyse (HPA). Im „Signifikanzrahmenpapier“ der Umweltministerkonferenz wird die Habitatpotenzialanalyse (HPA) als eine fachlich anerkannte Methode beschrieben, die zur Ermittlung des Tötungs- und Verletzungsrisikos von kollisionsgefährdeten Brutvogelarten herangezogen werden kann. In der Novelle des BNatSchG (Dez. 2022) ist die HPA ebenfalls als Methode zur Feststellung eines signifikant erhöhten Tötungsrisikos angeführt. Es ist das Ziel einer HPA, die Raumnutzung von kollisionsgefährdeten Vogelarten, basierend auf dem lokal gegebenen Habitat, zu prognostizieren. Das im Rahmen des Hybrid-Modells entwickelte und präsentierte Habitat-iSSM führt genau solch eine Prognose der relativen Raumnutzung, basierend auf lokalen Gegebenheiten (dem CLC18-Habitat) durch und ist problemlos auch auf andere Vogelarten und/oder andere/weitere Habitatvariablen anwendbar, sofern ausreichend GPS-Trackingdaten zur Verfügung stehen. Hier sei betont, dass deutlich geringere GPS-Datenmengen als die hier exemplarisch für den Rotmilan genutzten für eine Anwendung im HPA-Kontext ausreichend sein dürften, da für die Analyse der Habitat-Nutzung sämtliche in der Fläche verfügbare Daten einbezogen werden können – im Gegensatz zur iSSM-Analyse des WEA-Ausweichverhaltens (als weitere Komponente des Hybrid-Modells), bei der ausschließlich Bewegungsdaten im Nahbereich von WEA verwendet werden können und daher eine insgesamt sehr große Datenbasis zur Verfügung stehen muss.

Großräumige Analysen / Go-To-Areas. Im Rahmen des REPowerEU-Paketes (vorgelegt durch die Europäische Kommission im Mai 2022) sind die Mitgliedstaaten angewiesen, sog. „Go-To-Areas“ für erneuerbare Energien zu identifizieren, in denen keine wesentlichen Umweltauswirkungen von

Bau und Betrieb von Infrastrukturen erneuerbarer Energien zu erwarten sind. Das im Rahmen dieser Studie etablierte und präsentierte Hybrid-Modell ist zwar in erster Linie darauf ausgelegt, Kollisionsrisiken für spezifische lokale Konstellationen zu berechnen. Es kann aber prinzipiell mit großräumigeren Daten und/oder Modellen zu Brutplätzen sowie Daten zur Windverfügbarkeit verschnitten werden, um auf größerer örtlicher Skala Regionen/Gebiete zu identifizieren, in denen z. B. ein relativ geringes Vogelschlagrisiko existiert. Hierfür müsste aufgrund der hohen Anzahl an notwendigen Berechnungen allerdings u. a. die numerische Methode dahingehend verbessert werden, dass Berechnungen noch zeiteffizienter erfolgen.

Ableitung genereller Erkenntnisse/Aussagen. Das Hybrid-Modell (bzw. dessen rechnerische Prognosen und/oder Einzelkomponenten) kann dazu genutzt werden, generelle Aussagen und Erkenntnisse abzuleiten, die dann für eine einzelfallspezifische Bearbeitung hilfreich sein können. Im Anhang A.4 sind bspw. weiterführende statistische Analysen der durch das Hybrid-Modell vorhergesagten Kollisionswahrscheinlichkeiten präsentiert, in denen die relative Änderung des Kollisionsrisikos in Abhängigkeit von der Höhe des unteren Rotordurchlaufs, der Rotorblattlänge sowie des Abstandes zwischen Brutplatz und WEA weiter untersucht wird. Auch kann unsere Analyse der Nutzungsintensität in Abhängigkeit von der Distanz zum Brutplatz (vgl. Abb. 3.7) u. U. dazu genutzt werden, existierende Abstandsregelungen artspezifisch zu plausibilisieren.

3.1.8 Validierung und Vergleiche

Selbst wenn die Berechnungen des Hybrid-Modells in hohem Maße empirisch fundiert und mit relativ kleinen Unsicherheiten behaftet sind (siehe vorherige Kapitel), so ist eine weitere empirische Validierung mit externen Daten sehr wichtig, um etwaige Fehler oder Fehleinschätzungen zu identifizieren. Im Folgenden validieren wir unsere modellbasierten Schätzungen daher mit Daten/Schätzungen aus mehreren grundsätzlich unterschiedlichen externen Quellen/Betrachtungen.

Vergleich zu Reichenbach und Aussieker (2021). In dieser Studie werden Betrachtungen vorgenommen, die sich u. a. mit der Etablierung und Anwendung von probabilistischen (mechanistischen) Methoden zur Berechnung des Kollisionsrisikos auseinandersetzen und exemplarisch auf den Rotmilan angewendet werden. So werden bspw. empirisch ermittelte Aufenthaltswahrscheinlichkeiten in Abhängigkeit von der Distanz zum Brutplatz (u. a. aus Heuck et al. (2019)) mit dem anteiligen Raumvolumen des Risikobereichs sowie jahres- und tageszeitlich-basierten Parametern verschnitten, um auf die Aufenthaltsdauer im Risikobereich pro Individuum und Saison zu berechnen – analog zu der vorliegenden Studie sowie zu BDEW (2021). Hier liegen die tages- und jahreszeitlichen Faktoren, die anteilige Flughöhe im Risikobereich und die Abhängigkeit der Nutzungsintensität in Abhängigkeit von der Distanz zum Brutplatz in ähnlichen Größenordnungen wie in der vorliegenden Studie. Die final geschätzte Aufenthaltsdauer im Risikobereich unterscheiden sich zwischen beiden Studien etwa um den Faktor 2 (bei gleichen WEA-Maßen 38,8 s in Reichenbach und Aussieker (2021) und im Mittel 15,7 s in der vorliegenden Studie – in beiden Fällen ist ein Ausweichverhalten noch nicht berücksichtigt). Die o. g. Differenz in der Schätzung beider Modelle ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass (1) das methodische Vorgehen bei der Berechnung der relativen Aufenthaltswahrscheinlichkeit im Detail deutliche Unterschiede aufweist und (2) die beiden Methoden auf ganz unterschiedlichen Datengrundlagen und -dichten beruhen.

Die Anwendung des Band-Modells führte in Reichenbach und Aussieker (2021) (ohne die Annahme eines Ausweichverhaltens) zu der Prognose von knapp 1,5 Kollisionsoffern pro Individuum und Jahr. Im Falle des Hybrid-Modells wurde im Mittel stattdessen knapp 1 Kollisionsoffer pro Individuum und Jahr berechnet (ebenfalls unter der Annahme eines fehlenden Ausweichverhaltens). Der Schätzwert des Hybrid-Modells liegt hier trotz der o. g. Unterschiede nicht bei der Hälfte des Schätzwertes von Reichenbach und Aussieker (2021) sondern etwas höher, da die Durchflugszeit in der vorliegenden Studie in dem betrachteten Szenario kürzer geschätzt wurde als die in Reichenbach und Aussieker (2021) angenommen 5 Sekunden. Jüngst erhobene empirische Daten deuten jedoch darauf hin, dass die Durchflugszeiten i. d. R. deutlich geringer als 5 Sekunden sind (vgl. folgender Abschnitt und Reichenbach et al. (2023)).

Vergleich zu Reichenbach et al (2023). Kürzlich wurde eine Studie in Hessen durchgeführt, in deren Rahmen das Flugverhalten des Rotmilans im Windparkbereich unter dem Einsatz von kamerabasierten Detektionssystemen untersucht wurde (Reichenbach et al., 2023). Insbesondere wurde das Flugverhalten an 7 WEA in hochwertigem Rotmilan-Jagd-Habitat an mehr als 100 Tagen überwacht und aufgezeichnet, wobei eine regelmäßige Rotmilan-Aktivität neben den o. g. Habitat-Aspekten zusätzlich dadurch gegeben war, dass sich in der Nähe des Parks ein Nest mit Brutnachweis und ein Brutplatz mit Brutverdacht befanden. Die insgesamt 11.400 aufgezeichneten Flugwege dienten als Datengrundlage für eine Reihe von empirischen Analysen, deren Ergebnisse mit den Prognosen des Hybrid-Modells verglichen werden können. Um den direkten Vergleich zu ermöglichen, wurden uns die WEA- und Brutplatz-Koordinaten und -Variablen von ARSU GmbH zur Verfügung gestellt. Dann konnte mittels Hybrid-Modell – unter Berücksichtigung der WEA-spezifischen Maße des lokalen Habitats sowie der genauen Positionen der Brutplätze – die Gesamtzahl an Durchflügen durch den Rotorbereich berechnet werden, indem (1) die Gesamtzahl an Durchflügen, summiert über alle 7 WEA separat für jeden der beiden Brutplätze (betrachtet für 120 Erfassungstage) geschätzt wurde; (2) die Gesamtzahl aus dem Brutplatz mit Brutnachweis mit 0,5 mal der Gesamtzahl des Brutplatzes mit Brutverdacht addiert wurde (um der Tatsache Rechnung zu tragen, dass es sich bei einem Brutplatz nur um einen Brutverdacht handelte); (3) diese Summe mit 4,0 multipliziert wurde, was der Anzahl von 5,5 Individuen pro Brutplatz entspricht (Bellebaum et al., 2013), korrigiert um die Tatsache, dass gut die Hälfte der Erfassungsperiode die Jungvögel noch nicht flügge waren. Wir gehen hier davon aus, dass die dokumentierte Flugaktivität von „externen“ Individuen (die nicht einem der beiden Brutplätze zuzuordnen sind – vgl. Reichenbach et al. (2023)) etwa dadurch ausgeglichen wird, dass auch die den Brutplätzen zugeordneten Individuen nicht ausschließlich das 6-km Gebiet um den jeweiligen Brutplatz nutzen. Zudem sei angemerkt, dass die eingesetzten Detektionssysteme vermutlich nicht alle Flugbewegungen erfassen. Dies wird u. U. rein rechnerisch (d. h., beim Vergleich der Schätzungen des Hybrid-Modells vs. der mittels Detektionssystemen aufgezeichneten Aufenthaltszeiten im Risikobereich) dadurch ausgeglichen, dass ein gewisser Anteil der detektierten Flüge von „externen“ subadulten Tieren kommt, die keinem Brutplatz zuzuordnen sind. Es ergibt sich, nach der oben beschriebenen Berechnungsmethode, ein durch das Hybrid-Modell berechneter Wert von 7,3 Durchflügen (95 %-Konfidenzintervall: [6,9; 7,8]), was sehr gut zu den empirisch dokumentierten vier sicheren Durchflügen plus sieben knappen Vorbei- oder Durchflügen aus der Hessen-Studie passt.

Zudem wurden in Reichenbach et al. (2023) empirisch basierte Durchflugszeiten durch den Rotorbereich dokumentiert. Hier wird zu dem Schluss gekommen, dass bisherige Annahmen zu den Durchflugszeiten i. d. R. deutlich überschätzt waren und als konservative Schätzung werden hier 2

Sekunden angenommen. Zudem wird dokumentiert, dass es sich i. d. R. nicht um rein orthogonale Flüge handelt. Dies entspricht in hohem Maße den Beobachtungen und Berechnungen der vorliegenden Studie, in der die empirisch (aus den GPS-Daten) ermittelten Trajektorien ebenfalls regelmäßige Abweichungen vom orthogonalen Flugverhalten zeigen; die Durchflugszeit im betrachteten Szenario (moderne WEA mit einer Höhe von 138 Metern und einem Rotordurchmesser von 82 Metern) im Mittel jedoch nur bei 1,92 Sekunden liegt. Auch die in Reichenbach et al. (2023) empirisch ermittelte Fluggeschwindigkeit von 9,2 m/s passt zu der im Kontext des vorliegenden Projektes ermittelten Geschwindigkeit von 8,33 m/s.

Schlussendlich werden in Reichenbach et al. (2023), analog zu den Betrachtungen in Reichenbach und Aussieker (2021), probabilistische Betrachtungen/Berechnungen zu Kollisionsrisiken durchgeführt. Zugrunde liegt eine beprobte WEA, bei der in etwa 800 m Entfernung ein Brutplatz mit Brutnachweis festgestellt wurde. In Reichenbach et al. (2023) kommt es zu etwas niedrigeren Schätzungen der Aufenthaltsdauern im Risikobereich pro Individuum und Jahr (0,26 s), verglichen zu denen des Hybrid-Modells (0,96 s). Zudem wird eine empirisch geschätzten Mikro- und Meso-avoidance von zusammengenommen 96,5 % zugrunde gelegt, die damit etwas unter der im Rahmen dieser Studie ermittelten Gesamt-avoidance von 98 % liegt und bei Angleichung die Differenz im Ergebnis beider Methoden noch etwas verstärken würde. In diesem Kontext sei betont, dass sich die o. g. Ausweichraten in beiden Studien auf das aktive Ausweichverhalten im Rotorbereich beziehen; die reduzierenden Effekte der Flughöhenverteilung im Zusammenspiel mit der Rotorhöhe kommen in beiden Fällen separat hinzu (im Unterschied zu bspw. Urquhart und Whitfield (2016), wobei der Flughöhen-Effekt in der präsentierten Gesamt-avoidance rate schon mitberücksichtigt ist. Die Unterschiede in den geschätzten Aufenthaltsdauern sind – wie oben erläutert – vermutlich auf sowohl vielfältige methodische Unterschiede im Kontext der probabilistischen Berechnungen als auch auf deutliche Unterschiede in der empirischen Datengrundlage zurückzuführen. Dies bezieht sich allein auf die probabilistischen Betrachtungen der Studie (die sich in dem oben berechneten Vergleich wiederum auf nur eine spezifische WEA-Brutplatz-Kombination beziehen). Davon unberührt ist die Tatsache, dass es sich bei der Studie von Reichenbach et al. (2023) um die Betrachtung eines für den Rotmilan sehr hochwertigen Standortes handelt und empirisch ermittelte Aufenthaltszeiten bzw. Durchflugs-Ereignisse einen wertvollen Einblick in die Größenordnungen für „worst-case-Szenarien“ aus naturschutzfachlicher Sicht erlauben.

Zusammenfassend ist also zu beobachten, dass die probabilistischen Methoden von Reichenbach et al. (2023) sowie Reichenbach und Aussieker (2021) im Mittel zu ganz ähnlichen Größenordnungen bei der Schätzung von Aufenthaltszeiten und Kollisionsrisiken kommen wie das Hybrid-Modell, bei der Prognose spezifischer lokaler Situationen aber um ein Mehrfaches kleiner oder größer sein können. Dies dürfte u. a. der Tatsache geschuldet sein, dass beide Ansätze eine ähnliche Grundstruktur aufweisen (daher die vergleichbaren Mittelwerte/Größenordnungen), die spezifischen lokalen Bedingungen (bspw. in Form des Habitats oder der Durchflugszeiten) jedoch im Hybrid-Modell stärker berücksichtigt werden, was dann zu u. U. deutlicheren Abweichungen in Einzelfallbetrachtungen führen kann.

Vergleich zur PROGRESS-Studie. Die PROGRESS-Studie war eine großräumig angelegte, systematische Feldstudie, in der in verschiedenen norddeutschen Windparks sowohl das Vogelfluggeschehen als auch der Vogelschlag über mehrere Jahre hinweg empirisch erfasst wurden, um verschiedene (u. a. artspezifische) Abschätzungen von Vogelschlagrisiken bzw. -raten zu erhalten (Grünkorn et al., 2017, 2016).

Es sei deutlich darauf hingewiesen, dass ein generelles (konzeptionelles) Problem bei Vergleichen von Modell-Prognosen zu solchen empirischen Studien die insgesamt sehr geringe Anzahl an Kollisionsopfern in diesen Studien ist. Das Hybrid-Modell prognostiziert Kollisionswahrscheinlichkeiten, welche das mittlere Risiko über eine beliebig große Anzahl an Vögeln und Flügen in vergleichbarer lokaler Konstellation wiedergeben. Dem gegenüber steht der stark stochastisch geprägte Prozess des Einzelfalls, ob bzw. an welchem Windpark auch tatsächlich eine Tötung in einer bestimmten Saison stattfindet. Dadurch kommt es naturgemäß in dem hier durchgeführten Vergleich sowohl zu Schlagopfern in Windparks mit (vermutlich korrekt prognostiziertem) relativ geringem Vogelschlagrisiko und *vice versa*, was dem Zusammenspiel von geringer empirischen Datengrundlage und Stochastizität geschuldet ist. Man kann also mit dem Hybrid-Modell (wie auch mit allen anderen Prognosemodellen, der derzeitigen Abstands-basierten Bewertung, oder auch rein verbal-argumentativer Bewertungen) nur die Wahrscheinlichkeit einer Tötung an einer bestimmten WEA vorhersagen, nicht jedoch die tatsächliche Realisierung der Tötung im Sinne eines binären Prozesses. Vor diesem Hintergrund schätzen wir die Validierung bzw. empirische Fundierung der Eingangsparameter des Hybrid-Modells als generell zielführender ein; der hier präsentierte Vergleich zur PROGRESS-Studie vermittelt primär einen Eindruck zur realistischen Größenordnung der final geschätzten (mittleren) Werte.

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden ausschließlich die rotmilanbezogenen Daten aus der PROGRESS-Studie für die Validierung des Hybrid-Modells verwendet, da letzteres exemplarisch mittels Rotmilandaten parametrisiert wurde. Hierbei dienten die lokal erhobenen Vogelflugdichten aus der PROGRESS-Studie anstelle eines Brutplatzes als Eingangsparameter für das Hybrid-Modell, wobei zudem die entsprechenden Unsicherheiten aus diesen Erfassungen bei der Schätzung der Unsicherheiten mittels Resampling zusätzlich integriert wurden (vgl. Abschnitt 3.1.6). Dies bedeutet, dass der Parameter „Distanz zum Brutplatz“ hier nicht berücksichtigt und daher nicht validiert werden konnte.

Die Zahl der zu erwartenden Vogelschlagopfer (aufsummiert über alle in PROGRESS betrachteten WEA mit ihren spezifischen metrischen Eigenschaften) wurde dann vom Hybrid-Modell prognostiziert und mit der Anzahl der im Rahmen der PROGRESS-Studie gefundenen (bzw. hochgerechneten) Vogelschlagopfer verglichen. Hierbei gilt zu beachten, dass (1) die wahre Anzahl der Vogelschlagopfer aus der PROGRESS-Studie mittels komplexer statistischer Methoden deutlich nach oben korrigiert werden musste, um für die Prozesse des Abtransportes durch Aasfresser, das Übersehen durch die suchenden Personen und das Verenden außerhalb des Suchgebietes zu korrigieren und (2) im Rahmen der PROGRESS-Studie insgesamt nur 5 tote Rotmilane gefunden wurden, von denen drei als sichere und zwei als mögliche Vogelschlagopfer klassifiziert wurden. Bei den folgenden Vergleichen sind somit jeweils beide Zahlen (bzw. die entsprechend hochgerechneten Kadaverzahlen) aus der PROGRESS-Studie präsentiert.

In einem ersten Schritt wurden die vom Hybrid-Modell prognostizierten Windpark-Saison-spezifischen Vogelschlagrisiken damit verglichen, in welchen der Parks auch tatsächlich geschlagene Rotmilane gefunden wurden. Hierbei wurden im Kontext des Hybrid-Modells statt Brutplatzinformationen die im Rahmen der PROGRESS-Studie lokal erfassten Vogelflugdichten in der Analyse verwendet. Die Ergebnisse des qualitativen Vergleiches sind in Abb. 3.11 gezeigt. Hier sind auf der x-Achse die beprobten Windpark-Saison-Kombinationen aufgetragen, wohingegen die Höhe der Balken (bzw. die y-Achse) das vom Modell prognostizierte mittlere Kollisionsrisiko pro WEA und Tag

anzeigt. Rote Balken geben Windpark-Saison-Kombinationen an, in denen tatsächlich geschlagene Rotmilane gefunden wurden, blaue Balken zeigen diejenigen Windpark-Saison-Kombinationen ohne Funde an. Es zeigt sich, dass für alle Windpark-Saison-Kombinationen, in denen auch Vogelschlagopfer gefunden wurden, der prognostizierte Modellwert (meist deutlich) über dem Median liegt (grüne gestrichelte Linie). Insbesondere liegen drei der vier Parks mit Funden unter den höchsten fünf prognostizierten Werten. Die durch das Hybrid-Modell vorhergesagten lokalen (windpark-spezifischen) Vogelschlagrisiken decken sich somit sehr gut mit den empirisch ermittelten Daten.

In einem zweiten Schritt ging es darum zu untersuchen, ob nicht nur relative Unterschiede, sondern auch die Gesamtsummen an gefundenen Kadavern vom Hybrid-Modell zuverlässig vorhergesagt werden. Dazu wurden die prognostizierten Vogelschlagrisiken für alle im Kontext der PROGRESS-Studie berücksichtigten WEA und Zeiträume aufsummiert. Die Ergebnisse dieses quantitativen Vergleichs sind in Abb. 3.12 dargestellt. Es zeigt sich, dass der vom Hybrid-Modell geschätzte Wert mit 13,4 [11,0; 16,8] Opfern dicht an den Kadaverschätzungen der PROGRESS-Studie (26 [7; 61]) liegt und sogar mit seinen 95 %-Konfidenzintervallen innerhalb der 95 %-Kredibilitätsintervalle der Kadaverschätzungen liegt, wobei die Konfidenzintervalle des Hybrid-Modells deutlich kleiner ausfallen. Somit ist auch eine gute quantitative Vorhersage durch das Hybrid-Modell gegeben.

Zusammenfassend prognostiziert das Hybrid-Modell damit sehr gut die empirisch ermittelte Anzahl an Kadavern – sowohl bzgl. der relativen Vergleiche zwischen den Windparks (qualitative Analysen) als auch bzgl. der Gesamtsumme (quantitative Analysen). Es sei angemerkt, dass Daten aus systematischen Kadaversuchen (wie der PROGRESS-Studie) in Zukunft dafür verwendet werden könnten, das Hybrid-Modell zu verbessern, nämlich realistischer zu parametrisieren.

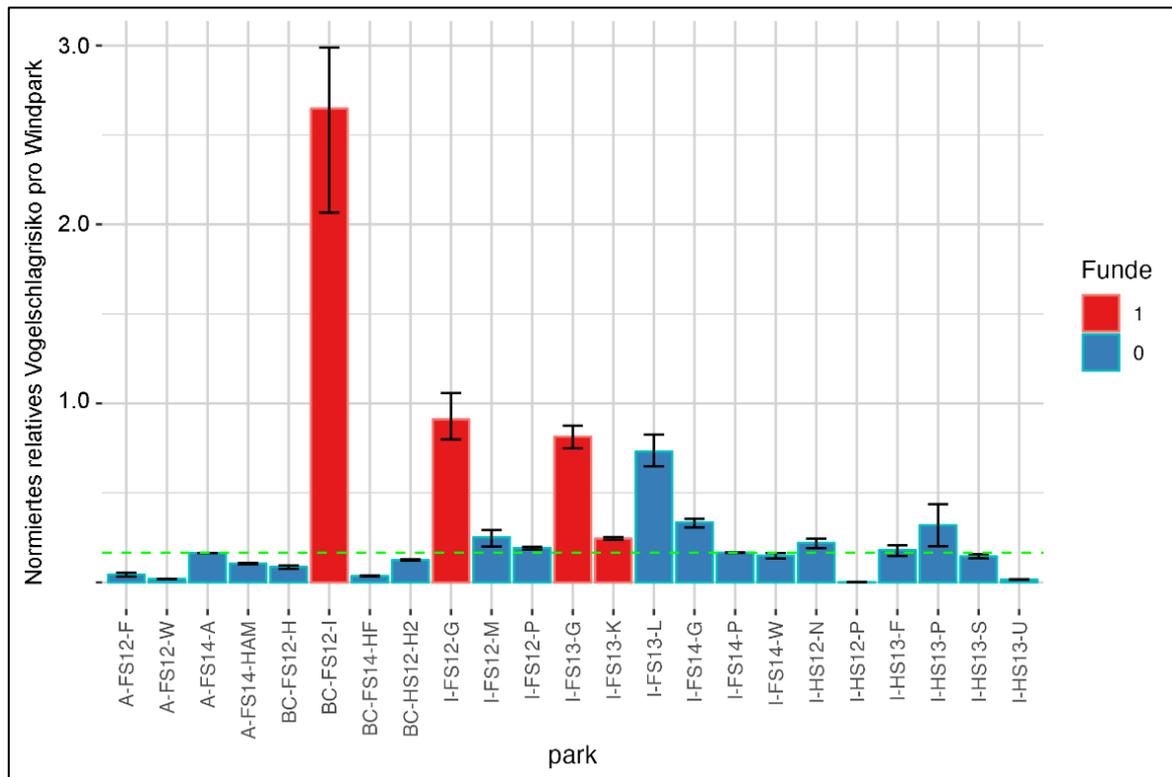


Abb. 3.11 Durch das Hybrid-Modell vorhergesagtes windparkspezifisches Kollisionsrisiko (Höhe der Balken: prognostizierte (reskalierte) mittlere Anzahl an Kollisionsopfern pro Windpark im Untersuchungszeitraum). Farbe der Balken: Windparks, in denen tatsächlich Rotmilan-Schlagopfer im Rahmen der PROGRESS-Studie gefunden wurden (rote Balken) vs. Windparks, in denen keine gefunden wurden (blaue Balken). Es zeigt sich, dass alle Parks mit gefundenen Kollisionsopfern ein durch das Hybrid-Modell vorhergesagtes Kollisionsrisiko haben welches (meist deutlich) über dem Median liegt (grüne gestrichelte Linie). Schwarze Balken: 95 %-Konfidenzintervalle. Es sei aber darauf hingewiesen, dass das Hybrid-Modell die mittleren Kollisionswahrscheinlichkeiten über eine beliebig große Anzahl an Vögeln und Flügen in vergleichbarer lokaler Konstellation prognostiziert. Dem gegenüber steht der stark stochastisch geprägte Prozess des Einzelfalls, ob bzw. an welchem Windpark auch tatsächlich eine Tötung in einer bestimmten Saison stattfindet. Dadurch kommt es naturgemäß in dem hier durchgeführten Vergleich sowohl zu Schlagopfern in Windparks mit relativ geringem Vogelschlagrisiko und vice versa.

Vergleich zur BDEW-Studie. Kürzlich wurde vom BDEW (Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft e.V.) eine Studie publiziert, die sich u. a. mit der Etablierung, Präsentation und exemplarischen Anwendung von probabilistischen (mechanistischen) Methoden zur Berechnung des Kollisionsrisikos auseinandersetzt (BDEW, 2021). Sie unterscheidet sich zwar in vielen Details von der hier präsentierten Methodik, verfolgt aber dieselbe generelle Grundidee des Hybrid-Modells, nämlich das Kombinieren eines Raumnutzungsmodells mit mechanistischen CRM für eine probabilistische Berechnung des lokalen Vogelschlagrisikos.

Im Rahmen der vorliegenden Studie haben wir somit eine ähnliche generelle Modellierungsstrategie verfolgt (wie bspw. die Berücksichtigung des lokalen Habitats auf die Verteilung der Vögel im Raum), aber die konkrete Vorgehensweise in vielen Punkten erweitert bzw. methodisch abweichend so realisiert, dass u. a. (1) die wichtigsten Parameter empirisch fundiert (standardisiert und objektiviert durch den Einsatz moderner statistischer Methoden) in die Berechnungen einfließen, (2) parameterbedingte empirische Schätz(un)sicherheiten so durch den Modellierungsprozess

transportiert werden, dass das final geschätzte Vogelschlagrisiko nebst der damit assoziierten Unsicherheiten (bspw. Konfidenzintervalle) angegeben werden kann und (3) beim mechanistischen Teil des Modells die derzeit modernste/am besten etablierteste Version des SOSS-BAND-Modells zum Einsatz kommt (Caneco et al., 2022).

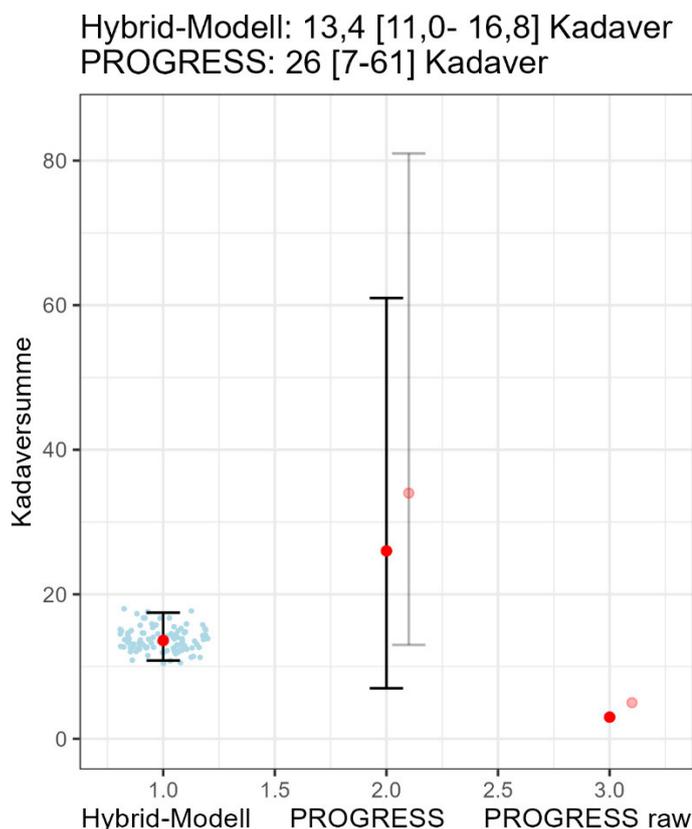


Abb. 3.12 Vergleich der vom Hybrid-Modell prognostizierten Gesamtsumme an gefundenen Rotmilan-Vogelschlagopfern (links) vs. der empirischen Schätzwerte aus der PROGRESS-Studie (mitte) und die unkorrigierte Anzahl der Funde (rechts). Die doppelten Werte aus dem Kontext der PROGRESS-Studie beziehen sich auf 3 sichere plus 2 mögliche Vogelschlagopfer. Rote Punkte zeigen Schätzwerte (Median, berechnete Werte oder Rohdaten), schwarze Balken 95 %-Konfidenz-/Kredibilitäts-Intervalle und hellblaue Punkte sind die Werte einzelner Resamples aus der Hybrid-Modellierung

Ein direkter 1:1 Vergleich zwischen den drei exemplarisch berechneten Szenarien der BDEW-Methode und Berechnungen des Hybrid-Modells ist allerdings nicht ohne weiteres möglich, da den im BDEW-Kontext präsentierten Berechnungen jeweils hypothetische Vogelbewegungs- und/oder Habitatdaten zugrunde liegen, die zudem in ihrer Form nicht direkt in unsere Berechnungsmethode einfließen können. So wird bspw. die Habitateignung über eine ordinale Skala gutachterlich klassifiziert und in Distanzringen ausgewertet, was konzeptionell stark von der hier präsentierten Methodik abweicht. Um trotzdem einen generellen Vergleich von geschätzten Größenordnungen zu ermöglichen, berechneten und mittelten wir die Vogelschlagrisiken mittels Hybrid-Modell an einer großen Anzahl an verschiedenen realen Standorten, wobei wir – soweit möglich – verschiedenen Parameter vergleichbar zu denen der BDEW-Beispiele setzten. Dafür wählten wir zufällig 1.000

verschiedene WEA aus den in Manske et al. (2022) beschriebenen Daten aus (um eine repräsentative Habitatvariabilität zu ermöglichen), setzten die metrischen WEA-Parameter auf die in BDEW (2021) verwendeten Parameter (Rotordurchmesser: 158 m und Nabenhöhe: 161 m) und legten einen hypothetischen Brutplatz in zufälliger Richtung mit einer Entfernung von 1000 m fest. Dann berechneten wir in jedem der 1.000 Fälle das Kollisionsrisiko pro Individuum und Saison. Der Mittelwert lag bei 0,0198 Kollisionsopfern (95 % Konfidenzintervall: [0,0136; 0,0273]). Die in BDEW (2021) exemplarisch ermittelten Werte lagen bei 0,0017; 0,00495 und 0,00067 und liegen damit um den Faktor 4 – 29,5 niedriger. Genauere Analysen deuten auf mehrere Ursachen hin, die in Kombination vermutlich die Differenzen bewirken, und im Folgenden im Detail aufgeführt werden. Im Kontext der BDEW-Studie wird

- eine Gesamt-Ausweichrate von 99 % angenommen. Im Rahmen der vorliegenden Studie werden 98 % empirisch ermittelt; dies führt zu einem Unterschied im final berechneten Kollisionsrisiko vom Faktor 2;
- die Durchflugszeit durch den Risikobereich berechnet, indem in einer numerischen Prozedur eine Vielzahl von Zufallspunkten auf beiden „Seitenscheiben“ (nennen wir sie A und B) miteinander verbunden werden, und die Länge der Verbindungsgerade mit der durchschnittlichen Fluggeschwindigkeit verrechnet wird. Dieser Ansatz führt aber durch zwei Punkte zu einer Überschätzung der Durchflugszeit (und somit zu einer Unterschätzung des Kollisionsrisikos): (1) sind nicht-horizontale Flüge (wie z. B. Sturzflüge) als genauso wahrscheinlich angenommen wie horizontale Flüge; und es (2) werden Zufallspunkte (nennen wir sie *a* und *b*) auf beiden Seiten der Rotorscheibe ausgewählt und verbunden. So ist die Wahrscheinlichkeit für stark nicht-orthogonale (und damit längere) Durchflüge unrealistisch hoch, da zu jedem Zufallspunkt *a* in A die Wahrscheinlichkeit der Auswahl eines zufälligen Punktes *b* an jedem Ort der gegenüberliegenden Kreisfläche B gleich ist. Bei realen Flügen hat man jedoch einen zufälligen Eintrittspunkt *a* und von diesem läuft die Flugbahn dann in eine Richtung und definiert den Punkt *b* über den Schnittpunkt mit B. Hier sinkt die Wahrscheinlichkeit eines Punktes *b* deutlich mit dem Abstand zwischen *a* und *b*, was zu kürzeren Durchflugszeiten, verglichen zu der o. g. Vorgehensweise führt. Zusammengekommen führen diese beiden Punkte zu einer Unterschätzung des Kollisionsrisikos etwa um den Faktor drei.

Zusammengenommen bewirken diese Faktoren damit eine etwa um den Faktor 6 niedrigere Schätzung des Kollisionsrisikos im Kontext der BDEW-Methode, was zu vergleichbaren Größenordnungen beim Mittelwert des Hybrid-Modells (0,0198) vs. den um diesen Faktor korrigierten BDEW-Beispielen (0,010; 0,0297; 0,004) führt. Weitere Differenzen sind möglicherweise der Tatsache geschuldet, dass – wie oben geschrieben – die in der BDEW-Studie zugrunde gelegten Bewegungsdaten fiktiv sind und damit nicht dem mittleren Verhalten (bspw. hinsichtlich der Habitat-Selektion) des Rotmilans entsprechen müssen. Es sei betont, dass verschiedene andere Parameter (z. B. anteilige Flughöhe auf Rotorhöhe und das Kollisionsrisiko pro Durchflug) in beiden Studien ähnlich geschätzt werden.

Eine Schätzung bundesweiter Kollisionszahlen und der Vergleich zur „DÜRR-Liste“. Die bundesweite Kollisionsofferliste des LfU Brandenburg („DÜRR-Liste“, Stand: 17.06.2022) gibt insgesamt 695 geschlagene Rotmilane an, die seit etwa der Jahrtausendwende zufällig oder im Kontext von systematischen Suchen gefunden wurden. Hierbei ist zu beachten, dass diese Daten aus

verschiedenen Gründen keine direkte Schätzung der bundesweiten Gesamtzahlen an Kollisionen zulassen. Eine starke Unterschätzung der Kollisionsofferzahlen ist vermutlich dadurch gegeben, dass nur ein sehr kleiner Teil der gesamten Schlagopfer in dieser Liste auftaucht, da vor allem in den meisten Fällen keine systematische Suchaktivität stattgefunden hatte. Aber auch im Falle von Suchaktivitäten ein Großteil der Kadaver durch den Abtransport von Aasfressern, Verwesung, Übersehen in hoher Vegetation, oder Verenden außerhalb des Suchgebietes nicht erfasst wurden. Zu Überschätzungen kann es dadurch kommen, dass bei den gemeldeten Vögeln i. d. R. keine Überprüfung durch Expertinnen und Experten durchgeführt wurde, ob es sich tatsächlich um Schlagopfer handelt, und wenn ja, ob nicht Vorbelastungen (z. B. in Form von Vergiftung oder Verletzungen) vorlagen. Aus diesen Gründen ist eine valide Hochrechnung dieser Zahlen nicht möglich. Eine Betrachtung von (mit großen Unsicherheiten behafteten) Größenordnungen der DÜRR-Liste vs. Schätzungen des Hybrid-Modells findet sich im Anhang A.5. Es zeigt sich auch hier, dass die vom Hybrid-Modell berechneten Zahlen prinzipiell in einer realistischen Größenordnung liegen.

Vergleich zu Bellebaum et al. (2013). In einer Brandenburg-spezifischen Auswertung wurde in Bellebaum et al. (2013) gezeigt, dass etwa von 0,1 Rotmilan-Kollisionen (95 %-Kreditintervall: [0,05; 0,16]) pro WEA und Jahr ausgegangen werden kann – vor dem Hintergrund der WEA-Typen und Standorte aus dem Jahr 2012. Basierend auf allen im Rahmen von PROGRESS beprobten WEA (inklusive derjenigen Parks ohne Rotmilan-Beobachtungen) können analoge Betrachtungen mittels Hybrid-Modell vorgenommen werden: Die berechnete Gesamtzahl an Kadavern (die sich auf alle 568 beprobten WEA und einen Zeitraum von 88 Tagen bezieht) wird durch den Wert von 568 geteilt (um eine Aussage pro WEA zu erhalten) und mit dem Faktor 3 multipliziert. Letzter stellt eine Näherung der Hochrechnung von 88 Tagen auf ein Jahr dar, welche die Tatsache mitberücksichtigt, dass im Winter kaum Rotmilane in Deutschland anzutreffen sind. Es ergibt sich der Wert von 0,072 Kollisionen pro WEA-Jahr (95 %-Konfidenzintervall: [0,06; 0,09]), was sehr gut dem o. g. Wert von 0,1 [0,05; 0,16] Rotmilan-Kollisionen aus Bellebaum et al. (2013) entspricht. Die hier höheren Hybrid-Modell-Prognosen, verglichen zu den im Kontext des Vergleiches zur BDEW-Studie berechneten und diskutierten Werte, sind hauptsächlich damit zu erklären, dass hier Kollisionen pro WEA und nicht pro Individuum und WEA berechnet werden und es deutlich mehr Individuen (inklusive Jungvögel) als WEA gibt. Zudem ist der in dem BDEW-Vergleich verwendete mittlere Abstand zwischen Nest und WEA möglicherweise nicht repräsentativ. Gleiches kann für die mittlere Flugaktivität in der PROGRESS-Studie gelten.

Natürlich sind die Betrachtungen von „Kollisionen pro WEA und Jahr“ nicht auf andere Jahre oder Regionen ohne weiteres übertragbar, da das Kollisionsrisiko von (lokalen) Populationsgrößen und WEA-Eigenschaften abhängt. So wird bspw. mit moderneren (höheren) Anlagen vermutlich ein deutlich verändertes Vogelschlagrisiko einhergehen (vgl. auch vorheriger Abschnitt und Anhang A.4). Diese Aspekte werden aber explizit im Kontext des Hybrid-Modells mitberücksichtigt.

3.1.9 Auswirkungen von örtlichen Fehlern auf die Ergebnisse

Es ist davon auszugehen, dass sowohl GPS- als auch LRF-Vogelbewegungsdaten mit örtlichen Fehlern behaftet sind (vgl. z. B. Patterson et al. (2008)). Die Größe dieser Fehler ist variabel und kann von der Methode (GPS vs. LRF), der Taktung (bzgl. der zeitlichen Abstände zwischen den erfassten GPS-Punkten), der Satelliten-Verfügbarkeit und auch der betrachteten Dimension (Longitude/Latitude vs. Flughöhe) abhängen. Bzgl. des Ausweichverhaltens (Mikro-, Meso- und Makro-avoidance)

gehen wir davon aus, dass solche Fehler in erster Linie eher zu einer Unterschätzung als zu einer Überschätzung des Ausweichverhaltens führen, und somit diesbezüglich das Vorsorgeprinzip erfüllt ist. Der Grund hierfür ist, dass örtliche Fehler in den Vogelbewegungsdaten dazu führen würden, dass die den Analysen zugrundeliegende Vogelbewegung im dreidimensionalen Raum relativ zur betrachteten WEA verschoben wäre. Dies hätte wiederum zur Folge, dass ein mögliches Ausweichverhalten (wie bspw. eine verringerte Nutzungsintensität) von WEA-nahen Bereichen in WEA-fernere Bereiche und andersherum Flugverhalten ohne Ausweichverhalten in den WEA-Bereich hinein verschoben werden würde. In beiden Fällen würde dies dazu führen, dass der gemessene Ausweicheffekt gegenüber der Realität vermindert wäre.

Es sei angemerkt, dass diese Betrachtung auch analog für u. U. ungünstig gesetzte Parameter im Kontext der iSSM-Analyse des Ausweichverhalten gelten würde (wie z. B. der zeitliche Abstand zur Regularisierung der GPS-Punkte). Auch dies würde dazu führen, dass Meide-Effekte nicht optimal gemessen werden könnten, was i. d. R. eine Unterschätzung dieser Effekte zur Folge hätte. Dies wurde aber im Rahmen dieser Studie generell dadurch verhindert, dass der Einfluss verschiedener Parameter in vielfältigen Sensitivitätsanalysen genauestens untersucht wurde (siehe z. B. Anhang A.8 für eine Sensitivitätsbetrachtung hinsichtlich der o. g. Regularisierung).

3.1.10 Weiterführende Analysen und exemplarische Berechnungen

Basierend auf 1.000 verschiedenen Berechnungen von zufälligen (realen) WEA und (hypothetischen) Brutplatz-Kombinationen konnten wiederum weiterführende Analysen der prinzipiellen Faktoren (und deren Zusammenspiel) vorgenommen werden, die das Kollisionsrisiko in hohem Maße beeinflussen. Eine detailliertere Beschreibung der Vorgehensweise nebst Rechenbeispielen (zum Einfluss des unteren Rotordurchlaufs, der Rotorblattlänge und des Abstands zwischen WEA und Brutplatz) sind in Anhang A.4 gegeben. Es zeigt sich bspw., dass sich das Kollisionsrisiko in Abhängigkeit von der Höhe des unteren Rotordurchlaufs um ein Vielfaches ändern kann. Zudem ist (in Übereinstimmung mit vielen bisherigen Arbeiten – z. B. Reichenbach und Aussieker (2021) oder Reichenbach et al. (2023)) der Einfluss des Abstands zwischen Brutplatz und WEA auf das Kollisionsrisiko sehr ausgeprägt. Eine Auswahl an den zugrunde liegenden Berechnungen ist im Anhang A.6 gegeben, wo das Kollisionsrisiko (pro Individuum, WEA und Saison) für eine Reihe von zufällig ausgewählten WEA und hypothetischer Niststandorten sowie die mit den Berechnungen assoziierten Parameter tabellarisch dargestellt ist, um z. B. die quantitative Vergleichbarkeit zu anderen Berechnungsmethoden zu erleichtern. Auch der mittlere Einfluss des lokalen Habitats auf das Kollisionsrisiko wurde quantifiziert (Anhang A.4). Eine Einschätzung dieses Einflusses zeigt, dass habitatsabhängige Unterschiede im Kollisionsrisiko von mindestens dem Faktor 2 regelmäßig zu erwarten sind. Aufgrund der noch in vielerlei Hinsicht für den Rotmilan nicht optimalen im Kontext dieser Studie verwendeten Habitatvariablen könnte dieser Einfluss vom Faktor 2 noch unterschätzt sein.

3.1.11 Vorläufige Analysen (Meideverhalten) zu weiteren Arten

Die iSSM-basierten Analysen des WEA-Meideverhaltens auf der Meso-Skala (analog zu den Ergebnissen in Abb. 3.5 bzw. Abb. 3.6) für 6 weitere Arten sind in Abb. 3.13 gezeigt. Je nach artspezifischer Datengrundlage (insbesondere des vorhandenen Anteils verlässlicher Flughöhenmessungen)

wurde hier entweder die 3D oder nur die 2D-Distanz zur nächstgelegenen WEA berücksichtigt. Wir möchten explizit darauf hinweisen, dass es sich hierbei um vorläufige Ergebnisse handelt, die aus Zeitgründen nicht mit der erforderlichen Sorgfalt validiert wurden. Die Ergebnisse sind daher als exemplarisch zu betrachten. Von einer weiterführenden artspezifischen Interpretation und Verwertung raten wir ab.

Die Ergebnisse zeigen relativ klare Ergebnisse bzgl. des Seeadlers und des Weißstorchs, was vermuten lässt, dass das Hybrid-Modell für diese Arten das Kollisionsrisiko mit vertretbarer (Un)Schärfe vorhersagen kann. Bzgl. des Schwarzmilans und des Uhus zeichnen sich zwar qualitative Meidekurven ab, diese sind aber mit relativ hohen Unsicherheiten behaftet. Für den Wespenbussard und den Schreiadler schlussendlich reicht die verfügbare Datensituation derzeit nicht für ein Schätzen der Ausweichrate aus.

Die zugrundeliegende artspezifische empirische Datengrundlage ist in Tab. 3.2 zusammengefasst. Generell lässt sich die Aussage ableiten, dass – wie erwartet – eine größere Datendichte bzgl. der Trackingpunkte, Tier-IDs und WEA-IDs zu verlässlicheren Aussagen bei der Schätzung des Ausweichverhaltens führt. Eine direkte Korrelation mit nur einem dieser Parameter ist aufgrund deren komplexen Zusammenspiels allerdings nicht möglich. So sind bspw. alle diese Parameter deutlich höher für den Wespenbussard verglichen mit dem Schwarzmilan, trotzdem zeichnet sich eine deutlich klarere Meso-Ausweichrate für letztere Art ab. Hier kann der Grund darin liegen, dass das bevorzugte Brut- und Nahrungshabitat des Wespenbussards (Wald/Feuchtgebiete) i. d. R. nicht mit WEA-Standorten zusammenfällt und WEA-Nahdaten daher fast komplett fehlen. Auch könnten in diesem Kontext artspezifisch angepasste Grenzwerte hinsichtlich der Geschwindigkeit (wie 3 km/h, um zwischen Fliegen und Ruhen zu unterscheiden) diskutiert werden, weil diese u. U. an die jeweiligen Verhaltensweisen bei der Nahrungssuche angepasst werden müssten. Auch sagt die Rohdaten-Trackingpunkt-Anzahl erst einmal nicht viel über die finale Datenverfügbarkeit im iSSM-Kontext aus, da die Daten ja für die Analyse regularisiert werden müssen. Im Zuge der vorliegenden Analysen haben sich hier (für die Meso-avoidance) Zeitintervalle von etwa 30 Sekunden als optimal herausgestellt. Auch geben wir zu bedenken, dass die Stärke, Homogenität und Distanz der Reaktion selbst deren statistische Detektierbarkeit in hohem Maße beeinflusst. Diesbezüglich stellt der Rotmilan (verglichen bspw. mit Seeadler und/oder Weißstorch) eher eine Herausforderung dar.

Zusammenfassend lässt Tab. 3.2 aber erahnen, dass für WEA-betroffene Arten (Busch et al., 2017; Reichenbach und Aussieker, 2021) mindestens zwischen 50 und 100 besenderte Individuen vonnöten sind, um für das Hybrid-Modell eine ausreichende Datengrundlage zur Verfügung zu stellen. Dabei sollten bevorzugt Individuen mit Brutplätzen in der Nähe von WEA besendert werden, wenn dafür angenommen werden kann, dass die Daten/das Verhalten trotzdem noch repräsentativ ist/bleibt.

Tab. 3.2 Zusammenfassende artspezifische Werte zur verfügbaren GPS-basierten Datengrundlage im 1.500 Meter Umkreis von WEA. Farben repräsentieren eine grobe Klassifizierung der Verlässlichkeit bei der Schätzung der Meso-avoidance.

Art	Anzahl Vogel-IDs	Anzahl Trackingpunkte	Anzahl WEA-IDs
Rotmilan	270	6.973.905	8.572
Weißstorch	44	30.096	1483
Seeadler	76	138.569	167
Uhu	11	1.083.633	184
Schwarzmilan	13	1.817	70
Wespenbussard	27	490.030	167
Schreiadler	5	917	244

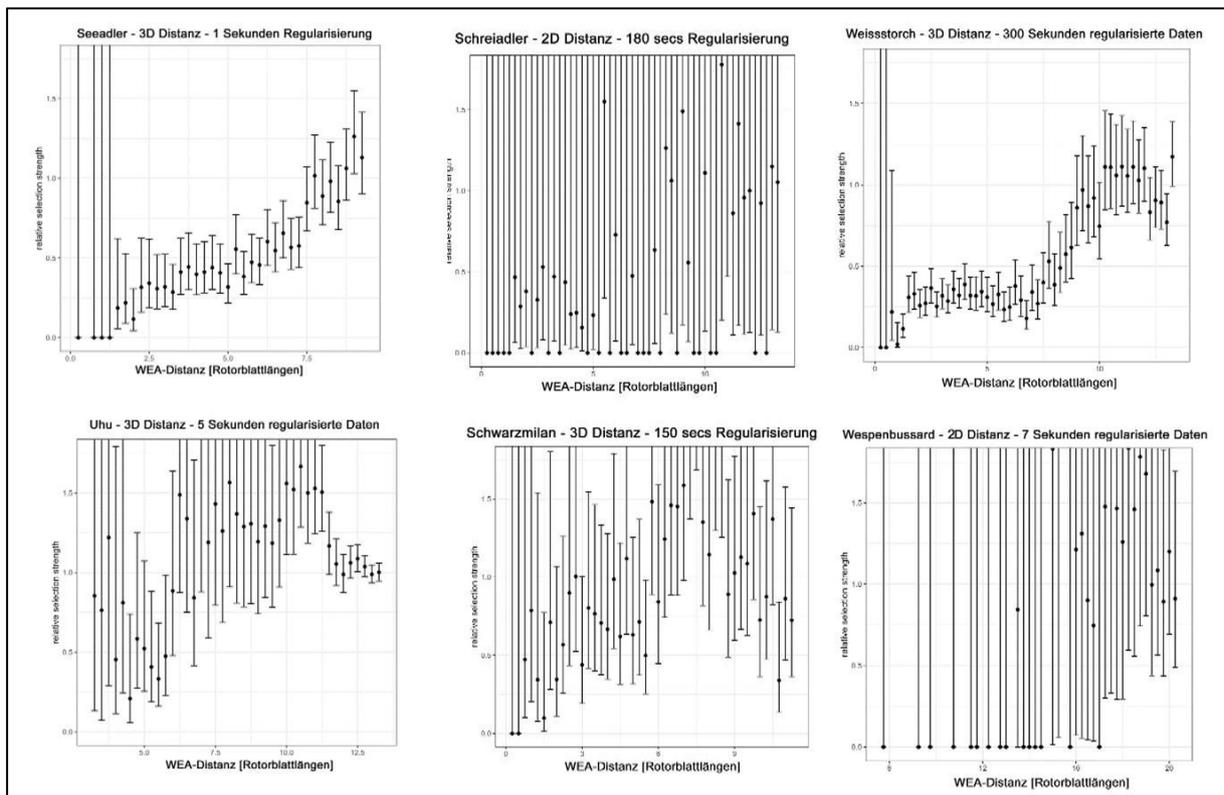


Abb. 3.13 iSSM-basierte Analyse der Meso-avoidance für 6 verschiedene Vogelarten, basierend auf den verfügbaren GPS-basierten Trackingdaten. Werte nahe 1,0 (y-Achse) legen eine von der WEA unbeeinflusste relative Nutzungsintensität nahe. Die Ergebnisse sind vorläufiger Natur und nicht ausreichend optimiert/validiert worden und daher mit Vorsicht zu interpretieren.

3.1.12 Zusammenfassung, Fazit, Anwendungsvorschlag und Priorisierung

Zusammenfassend haben wir im Rahmen dieser Studie eine große Menge an empirischen Bewegungs-, Habitat- und WEA-Daten mit modernen Methoden aus der Statistik/Probabilistik und der Kollisionsrisikomodellierung synergetisch zusammengeführt, um eine einheitliche und objektive/empirisch fundierte Methode zur Prognose von Kollisionsrisiken vorzuschlagen („Hybrid-Modell“) und exemplarisch auf den Rotmilan anzuwenden. Dieses Modell prognostiziert verlässlich Kollisionswahrscheinlichkeiten. Insbesondere sagt es die mittlere Wahrscheinlichkeit einer Tötung pro Zeiteinheit für spezifische lokale Brutplatz-WEA-Habitat-Konstellationen vorher (zu unterscheiden von der tatsächlichen Realisierung der Tötung im Sinne eines binären, stark stochastisch geprägten Einzelfalls).

Methodisch/strukturell handelt es sich um eine Weiterführung/Verbesserung bisheriger Modellierungsansätze. Die vorgestellte Methode verknüpft eine Modellierung der 3D-Raumnutzung eines Brutvogels (oder alternativ eines empirisch ermittelten Vogelfluggeschehens) mit einem mechanistischen CRM, wobei u. a. lokale Habitatparameter, die Flughöhenverteilung, tageszeitliche Aktivität, Nutzungsintensität in Abhängigkeit vom Brutplatz sowie WEA-spezifische Maße mit in die Berechnung einfließen. Auch wird die bisher oft spekulativ gesetzte „avoidance rate“ auf drei verschiedenen örtlichen Skalen empirisch bestimmt und die mit den unterschiedlichen Parametern assoziierten empirischen Unsicherheiten durch den Modellierungsprozess transportiert, sodass zu finalen Vogelschlagprognosen auch Schätzungen der damit assoziierten Unsicherheiten (bspw. Konfidenzintervalle) gegeben sind.

Die Vorhersagen des Hybrid-Modells wurden anhand empirischer Daten und theoretischer Betrachtungen u. a. aus Reichenbach und Aussieker (2021), Reichenbach et al. (2023), der PROGRESS-Studie, der BDEW-Studie sowie den Arbeiten von Bellebaum et al. (2013) qualitativ und quantitativ validiert und liefert in allen Fällen realistische/vergleichbare Größenordnungen bei der Schätzung von Kollisionsopfern. Eine Anwendung des Modells bzgl. verschiedener überregionaler Betrachtungen findet sich im Anhang A.5. Zudem zeigen unsere Varianz-Berechnungen, dass das Hybrid-Modell eine relativ hohe Schätzsicherheit beinhaltet: der Varianzkoeffizient der jährlichen Kollisions-schätzungen (spezifisch für jede betrachtete Brutplatz-WEA-Konstellation) liegt bei etwa 12 %. Hier sei angemerkt, dass Unsicherheiten aus der Schätzung der Mikro-avoidance in diesem Wert noch nicht reflektiert sind.

Herauszustellen ist, dass das Modell in der derzeitigen Fassung u. U. noch verzerrte Ergebnisse liefern könnte, da aufgrund von Zeitmangel die Vorgehensweise in zwei entscheidenden Punkten noch nicht mit ausreichender (empirischer und/oder statistischer) Sorgfalt etabliert wurde. Dies betrifft die noch ungenügend empirisch charakterisierte Mikro-avoidance, die zeitliche und/oder örtliche Auflösung sowie eine Verfeinerung/Anpassung der Kategorien der genutzten Habitatvariablen. Diese Nacharbeiten sind u. E. innerhalb eines halben Jahres leistbar; entsprechende empirische Daten bzw. Variablen dazu liegen prinzipiell vor (TB Raab, mdl. Mitt.). Anmerkungen zu weiteren möglichen (aber aus unserer Sicht nicht zwingenden) Ausarbeitungen sind im Anhang A.2 gegeben.

Neben den o. g. noch ausstehenden Punkten müsste auch bei der empirischen Datengrundlage nachgearbeitet werden. So ist die derzeitige Datengrundlage für viele Arten vermutlich unzureichend, um die präsentierte Hybrid-Methode zu parametrisieren bzw. Prognosen mit

ausreichender Aussageschärfe zu erhalten. Bzgl. des Seeadlers und des Weißstorchs könnten die vorliegenden Daten schon für Kollisionsschätzungen mit moderater Schätzunsicherheit ausreichen. Für alle anderen Arten sind die uns vorliegenden empirischen Daten derzeit nicht ausreichend. Weitere mögliche Datenquellen könnten diesbezüglich gezielt gesucht/geprüft werden. Eine grobe Schätzung des benötigten experimentellen Aufwands pro Art liegt bei mindestens 50-100 besenderten (bestenfalls WEA-nah brütenden) Tieren.

Alternativ oder ergänzend zu der o. g. Besenderung zusätzlicher Vögel könnten auch Analogieschlüsse diskutiert werden, bei denen u. a. aufgrund vielfältiger möglicher Kriterien (z. B. Taxonomie, Manövrierfähigkeit, Körpergröße, Habitatnutzung, usw.) die Ergebnisse von Arten mit ausreichender Datengrundlage auf solche mit unzureichender Datengrundlage übertragen werden – analog zur derzeitigen Vorgehensweise im Kontext der artspezifischen Bewertung von Vogelschlag an Freileitungen (Liesenjohann et al., 2020, 2019). Hier muss festgehalten werden, dass bei der Berechnung durch das Hybrid-Modell bestenfalls nur wenige Teilaspekte (wie das Ausweichverhalten) übertragen werden müssten, da Datengrundlagen zu anderen Aspekten (die deutlich weniger Daten benötigen – wie die Analyse der Habitat-Präferenz) ausreichend sein können. Es sei aber auch angemerkt, dass eine solche Anwendung von Analogieschlüssen zusätzliche Unsicherheiten/Varianzen in das System trägt, die nicht quantifiziert werden können (Mercker, 2021a).

Nach den o. g. Überarbeitungen (und ggf. einer zusätzlichen, externen Validierung – s. u.) kann das Hybrid-Modell grundsätzlich dafür verwendet werden, für eine beliebige lokale WEA-Brutplatz-Konstellation das Kollisionsrisiko vorherzusagen. Bei Bedarf (bspw. einer außergewöhnlichen Habitatsituation oder der Betrachtung von Brutplatzunabhängigem Vogelfluggeschehen) kann das Hybrid-Modell prinzipiell alternativ über empirische (z. B. Kamera- oder RNA-) Daten parametrisiert werden, auch um lokale Informationen stärker zu berücksichtigen. Dies stünde allerdings u. U. der generell angestrebten Beschleunigung von Bewertungsverfahren entgegen.

Unsere Studien legen nahe, dass das Kollisionsrisiko stark von dem (u. U. komplexen) Zusammenspiel zwischen Flughöhe, Habitat, WEA-Größe und Abstand zum Brutplatz abhängt (vgl. auch Anhang A.4). Aus diesem Grund wird eine Regelung, die sich ausschließlich auf Distanzklassen zum Brutplatz bezieht, der Realität nicht gerecht. So zeigen unsere Analysen bspw., dass sich das Vogelschlagrisiko in Abhängigkeit vom unteren Rotordurchlauf um ein Vielfaches ändern kann. Ähnliche Größenordnungen legen die Analysen der Habitat-Präferenz nahe. Da die o. g. Faktoren auf komplexe (und oft nichtlineare) Weise zusammenwirken und z. B. von der komplexen Geometrie des lokalen Habitats abhängen können, und eine Vereinfachung somit immer auch mit Verzerrungen einhergehen würde, ist aus unserer Sicht der Einsatz von Modellen an dieser Stelle erforderlich.

Aus diesen Gründen sollte u. E. das Kollisionsrisiko für jede lokale Situation mittels Hybrid-Modell explizit berechnet werden. Dies kann unter Berücksichtigung und Anpassung der lokal erforderlichen und/oder verfügbaren Daten geschehen, wie z. B. (realen und/oder prognostizierten) Brutplatzinformationen und/oder Vogelflugdaten. Zudem kann der Effekt von Schutzmaßnahmen oder Modifikationen (z. B. höherer unterer Rotordurchgang, phänologiebedingte Abschaltungen oder auch Effekte von Ernte/Mahd/Umbruch in Kombination mit WEA-Abschaltungen) auf die Vogelschlagrisiken ebenfalls quantifiziert berechnet werden (wobei hinzugefügt werden muss, dass das Integrieren von Ernte/Mahd/Umbruch noch nicht möglich ist, da die Publikation der entsprechend zu integrierenden Effekte noch aussteht, die allerdings in Kürze zu erwarten ist). Damit kann die „Wirkung“ der zu ergreifenden Maßnahmen berechnet werden, was es ermöglicht zu entscheiden,

ob eine Zulässigkeit des Projekts auch ohne den Weg der artenschutzrechtlichen Ausnahme zu realisieren ist.

Uns ist bewusst, dass die genaue Arbeitsweise des Hybrid-Modells für den Benutzer i. d. R. schwieriger einsehbar ist als die Ergebnisse einfacher Tabellen oder funktionaler Zusammenhänge – auch wenn dessen Benutzung über das Programmieren einer geeigneten Software benutzerfreundlich gestaltet werden kann. Zusammenfassend denken wir aber, dass die Vorteile dieser neuen Methode die Nachteile eines simplen Ansatzes (nämlich das Risiko u. U. deutlicher Fehleinschätzungen lokaler Kollisionsrisiken) deutlich überwiegen. Dies legen unsere Analysen nahe, die zeigen, in welchem hohem Maße das lokale Vogelschlagrisiko von verschiedenen (in einfacheren Ansätzen nicht berücksichtigten Faktoren) abhängt.

Vor dem Hintergrund oder o. g. Nachvollziehbarkeit/Komplexität müssen allerdings zwei Ebenen angesprochen und unterschieden werden, die beide nur sehr eingeschränkt Bestandteil der vorliegenden Pilotstudie waren: die der Qualitätssicherung und die der praktischen Anwendung.

Hinsichtlich der Qualitätssicherung wurden die Komponenten und Vorhersagen des präsentierten Hybrid-Modells auf vielfältige Art und Weise mittels externer empirischer Daten qualitativ und quantitativ validiert/plausibilisiert und zudem im Zuge der Begutachtung u. a. durch die projektbegleitende Arbeitsgruppe (PAG) zusätzlich geprüft. Auch wird die statistische Vorgehensweise im Detail in diesem Bericht (und/oder den an entsprechenden Stellen zitierten Quellen) nach gängigen Publikations-Standards offengelegt, wodurch eine prinzipielle methodische Nachvollziehbarkeit durch die Fachwelt u. E. gegeben ist. Trotzdem ist die (bzw. eine zusätzliche externe) Validierung der Modellbildung und ihre schlussendliche Anwendungsempfehlung oder gar Vorgabe in Genehmigungsverfahren eine Aufgabe von Normgremien und/oder dem Gesetzgeber und findet daher nicht im Rahmen dieser Studie statt. Zusätzliche Prüfungen/Validierungen durch externe spezialisierte Fachgutachter und Fachgutachterinnen sind aus unserer Sicht sinnvoll. Auch vor dem Hintergrund einer ständig wachsenden empirischen Datengrundlage (und u. a. dadurch bedingte Modellverbesserungen) sollten regelmäßige Prüfungen des Modells diskutiert werden.

In der praktischen Anwendung des Hybrid-Modells wird dann wiederum die o. g. Bewertung als Experteneinschätzung und normative Vorgabe angenommen, da die Qualität an anderer Stelle gesichert wurde. Hierfür muss allerdings zum einen eine einfache Benutzbarkeit der Methode (z. B. durch Bereitstellung einer bedienungsfreundlichen Software) gegeben sein, zum anderen ein Grundverständnis des Modellierungsprozesses vorliegen, damit das Modell korrekt und sachgerecht anwendet und durch eine Genehmigungsbehörde geprüft werden kann.

3.2 Empirische CRM

Wie im Kapitel 2 detailliert beschrieben, benötigen empirische CRM zwei Arten von empirischen Daten, die miteinander verschnitten werden: Daten (bzw. Schätzungen) zur Flugaktivität in/an Windfarmen, sowie Daten (bzw. Schätzungen) zur Anzahl kollidierter Individuen. Unabhängig davon, welcher Modellierungsansatz genau ausgewählt wird (im Zuge von Kapitel 2 hatten wir bspw. die Modelle von Korner-Nievergelt et al. (2013), von New et al. (2015) sowie von Kleyheeg-Hartman et al. (2018) vorselektiert), er wird im Kern auf der Verschneidung dieser beiden Datensätze beruhen und hängt dadurch in erster Linie sensibel von der Quantität und Qualität dieser Daten ab. Wir

setzen uns daher im Folgenden primär mit der entsprechenden Datenverfügbarkeit und -qualität sowie generellen Fragen zur Übertragbarkeit solcher Daten auseinander, da ohne eine valide Datengrundlage und Übertragbarkeit eine genauere konzeptionelle und probabilistische Überprüfung der Modelle hinfällig wird. Auch hier werden wir (analog zur Vorgehensweise beiden mechanistischen Modellen) wieder exemplarisch den Rotmilan bearbeiten.

3.2.1 Empirische Datengrundlage und generelle Bewertungsstrategie

Uns sind zwei Studien bekannt, die sowohl den Vogelflug als auch die Vogelschlagopfer systematisch und in statistisch auswertbarer Art und Weise für den Rotmilan erfasst/bearbeitet haben. Zum einen die Daten, welche den Arbeiten von Urquhart und Whitfield (2016) zugrunde liegen, sowie die PROGRESS-Studie (Grünkorn et al., 2017, 2016). Da die Studie von Urquhart und Whitfield (2016) aufgrund der ganz andersartigen geografischen Lage nur sehr beschränkt auf die Situation in Deutschland übertragbar ist, beschränken wir uns im Folgenden auf die nähere Analyse der Daten aus PROGRESS (Grünkorn et al., 2017, 2016). Es muss aber festgestellt werden, dass in beiden Studien die empirischen Daten zu Vogelschlagopfern trotz enormem Aufwand sehr gering sind: in Urquhart und Whitfield (2016) wurden insgesamt drei geschlagene Rotmilane gefunden, in Grünkorn et al. (2016; 2017) drei sichere plus zwei mögliche Opfer.

Auch wird im Kontext der empirischen CRM oft angenommen, dass diese Methoden (wie bspw. die Modelle von New et al. (2015) oder Kleyheeg-Hartman et al. (2018) weitestgehend ohne spekulative Elemente auskommen – im Kontrast zu der in den mechanistischen Modellen oft kritisierten „avoidance rate“. Tatsächlich wird aber i. d. R. nur ein kleiner Teil der verendeten Vögel aufgefunden. Alle kollidierten, aber nicht erfassten Vögel müssen mit komplexen statistischen Methoden hochgerechnet werden, die zum einen zusätzliche Feldexperimente erfordern, zum anderen große Unsicherheiten in das System bringen (Bellebaum et al., 2013; Grünkorn et al., 2017, 2016; Korner-Nievergelt et al., 2011; Mercker, 2021b). Hinzu kommen die methodischen Schwierigkeiten bei der Erfassung der Flugaktivität durch menschliche Beobachter.

Ein weiteres Problem im Kontext der empirischen Modelle ist die Frage nach der Übertragbarkeit der Ergebnisse. Die bisherigen Studien zeigen sehr starke Schwankungen in den Vogelschlagrisiken bzw. Ergebnissen zwischen einzelnen Windparks und Saisons ((Bellebaum et al., 2013; Grünkorn et al., 2017, 2016; Urquhart und Whitfield, 2016) – vgl. auch Abb. 3.11), was gepaart mit der relativ geringen Anzahl an beprobten Parks (bzw. des hohen experimentellen Aufwands) und der geringen Zahl an gefundenen Vogelschlagopfern ein grundlegendes Problem in Sachen Übertragbarkeit darstellt.

Um das Potenzial der empirischen Modelle im Vergleich zu den mechanistischen Ansätzen (insbesondere des Hybrid-Modells) zu beurteilen, beschränken wir uns aufgrund der o. g. Punkte in erster Linie auf Auswertungen der PROGRESS-Daten im Vergleich zu den Ergebnissen des Hybrid-Modells, da die empirische Datengrundlage (neben dem Problem der Übertragbarkeit) wie oben ausgeführt, die kritischste Komponente im Kontext der empirischen Modelle darstellt und die Details der Modellierung selbst daher im Vergleich dazu eher ein Nebenaspekt sind. Zudem wurden wir darauf hingewiesen, dass die Methode von New et al. (2015) Fehler enthält (F. Korner-Nievergelt, pers. Komm.) und auch in den Arbeiten von Kleyheeg-Hartmann (2018) befinden sich verschiedene

Probleme, sodass das Analysieren der Datensituation und Schätzsicherheit von Hochrechnungen einer möglichen (aufwendigen) Verbesserung dieser Modelle vorangestellt sein sollte.

3.2.2 Vergleich der Schätz-Unsicherheiten in empirischen vs. mechanistischen Modellen

Bereits in Abb. 3.12 findet sich ein direkter Vergleich der Schätzsicherheiten bzgl. der Rotmilan-Vogelschlagopfer-Summen, die im gesamten PROGRESS-Projekt anfielen. Insbesondere sind die 95 %-Konfidenz-(/Kreditabilitäts-)Intervalle der auf den Kadaversuchgängen beruhenden Schätzungen um ein Vielfaches größer als diejenigen der Hybrid-Modelle, was in erster Linie auf die geringe empirische Datenbasis zurückzuführen ist (die allerdings mit einem beachtlichen experimentellen Aufwand verbunden war).

Um eine Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Gebiete zu erlauben, müssen jedoch Vogelschlagraten berechnet werden, d. h., die geschätzte Anzahl an Vogelschlagopfern muss mit der empirisch ermittelten Vogelflugintensität verrechnet werden. Aus diesem Grund nutzten wir zwecks Vergleiches beide Ansätze (das Hybrid-Modell sowie die empirisch ermittelten und geschätzten Kadaverzahlen), um mittlere Vogelschlagraten (basierend auf allen verfügbaren Windpark-Saison-Kombination) nebst Unsicherheiten zu ermitteln. Hierbei wurden wieder Resampling-Verfahren angewendet, die im Falle des Hybrid-Modells sowohl die Unsicherheiten aller empirisch bestimmten verwendeten Parameter (vgl. Abschnitt 3.1.6) als auch die Unsicherheiten der PROGRESS-Flugerfassungen mitberücksichtigten, und im Falle des empirischen Ansatzes sowohl die Schätz-Unsicherheiten der Kadaverzahlen als auch die der PROGRESS-Flugerfassungen inkludierten. Es ist aber hinzuzufügen, dass Flug- und Kadaverdaten hier als unabhängig angenommen wurden, was in der Realität i. d. R. nicht der Fall ist und daher bzgl. der PROGRESS-Schätzung zu einer unverhältnismäßig starken Inflation der Konfidenzintervalle geführt haben dürfte.

Die Ergebnisse sind in Abb. 3.14 dargestellt. Es zeigt sich auch hier (analog zu in Abb. 3.12), dass die im Kontext der Kadaverschätzung ermittelten Werte um ein Vielfaches größere Konfidenz-(/Kreditabilitäts-)Intervalle zeigen als die mittels Hybrid-Modell berechneten Raten. Insbesondere umspannen die Kreditabilitätsintervalle im Falle der rein empirischen Schätzungen mehrere Größenordnungen, sodass selbst bei der Annahme einer optimalen Übertragbarkeit keine für die Praxis taugliche Prognoseschärfe erreicht werden würde (vermutlich trotz der möglichen o. g. Überschätzung der Kreditabilitätsintervalle). Aus diesem Grund sehen wir von einer genaueren Analyse, (u. U. Weiterentwicklung) und dem Vergleich der empirischen Ansätze im Folgenden ab.

Es sei angemerkt, dass die Arbeit von Urquhart und Whitfield (2016) deutlich geringere Unsicherheiten bei der empirischen Schätzung der wahren Kadaverzahl präsentiert als die PROGRESS-Studie. Nach Rücksprache mit den Autoren ist dies vermutlich u. a. darauf zurückzuführen, dass die Kadaversuchen in ihrer Studie spezifisch für den Rotmilan optimiert wurden. Nichtsdestotrotz bestätigten uns die Autoren, dass die geringen Fallzahlen (in ihrer Studie $N=3$) notwendigerweise mit einer ganzen Reihe von Fehlern und Unsicherheiten assoziiert und daher in erster Linie für die Abschätzung von groben Größenordnungen ausgelegt sind (Urquhart, pers. Komm.). Dies ist ein generelles Problem der empirischen Modelle: Funde von Kollisionsofpern im Kontext gezielter Suchen sind so selten, dass der Fund von nur einem Vogel schon einen relativ großen Unterschied in den Ergebnissen ausmachen kann.

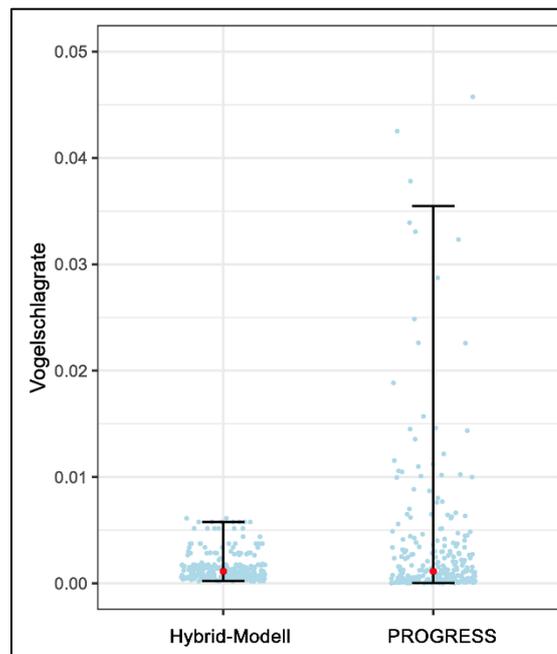


Abb. 3.14 Vogelschlagraten (normierte Anzahl der Kollisionsoffer relativ zum Vogelflug pro Zeit- und Flächeneinheit) basierend auf dem Hybrid-Modell (links) und den Kadaver-Schätzungen der PROGRESS-Studie (rechts). Rote Punkte zeigen den Median, schwarze Balken zeigen 95 %-Konfidenz-/Kredibilitäts-Intervalle und hellblaue Punkte sind die Werte einzelner Resamples. Die Werte der y-Achse sind nicht ohne Weiteres in absoluten Werten interpretierbar. Es sei allerdings angemerkt, dass die Kredibilitätsintervalle bzgl. der PROGRESS-Studie aus Gründen einer nicht optimalen Auswertungsstrategie überschätzt sein könnten.

3.2.3 Zusammenfassung und Fazit

Die empirischen Modelle zur Abschätzung des Vogelschlagrisikos fundieren auf der Verschneidung von empirischen Vogelflug- und Vogelschlagdaten. Damit hängt die Qualität der Abschätzung sensibel von der Datenqualität- und -quantität ab. Selbst experimentell sehr aufwendige Studien beinhalten meist nur wenige gefundene Kollisionsoffer, zudem muss darauf basierend mittels Schätzmethoden die wahre Anzahl der Opfer approximiert werden. Dies führt i. d. R. zu großen Unsicherheiten in der geschätzten Anzahl an Kadavern, welche sich mit den Unsicherheiten aus den Vogelflugerfassungen multiplizieren, die ebenfalls inkludiert werden müssen, um final übertragbare Vogelschlagraten zu erhalten. Die daraus resultierenden Konfidenzintervalle legen nahe, dass die mit den empirischen Schätzungen einhergehenden Unsicherheiten zu groß für eine Anwendung dieser Werte in der Praxis sind. Hinzu kommt, dass oft wenige Windparks beprobt werden, in denen die Vogelschlagraten in hohem Maße variabel sind, sodass zusätzlich eine Übertragbarkeit auf andere Gebiete fraglich ist.

Hier sei allerdings angemerkt, dass, wenn die Kadaverdaten mit Daten zur Flugaktivität gleichzeitig analysiert werden würden (in geeigneten integrierten Modellen), die Unsicherheiten kleiner ausfallen könnten als hier angegeben. Zudem wäre es für zukünftige Arbeiten ggf. wertvoll, Kadaverdaten mit dem im Rahmen dieser Studie vorgestellten Hybrid-Modell in einem integrierten Modell zu verwenden, um insbesondere Parameterwerte zum Ausweichverhalte noch besser schätzen zu können.

4 SCHWELLENWERTE: POPULATIONSBIOLOGISCHE BEWERTUNG VON KOLLISIONSRISIKEN

4.1 Begriffsbestimmung und Herleitung

Das Arbeitspaket dieses Pilotprojekts zum Thema „Schwellenwerte“ beschreibt folgende Zielsetzung: *„Diskussion von unterschiedlichen Schwellenwertsetzungen im Kontext der empfohlenen Berechnungsmethoden für die Bewertung der signifikanten Erhöhung der Kollisionswahrscheinlichkeit gegenüber einem allgemeinen Lebensrisiko hinsichtlich der möglichen Auswirkungen auf Genehmungsverfahren im Bundesgebiet. Überlegungen und Empfehlungen für geeignete, fachlich valide Schwellenwerte der artspezifisch zulässigen Risikoerhöhung und der Anrechnung/Anrechenbarkeit von Schutzmaßnahmen in der Probabilistik.“*

Der Begriff „**Schwellenwert**“ wird sprachlich in vielen anderen – auch artenschutzfachlichen – Kontexten benutzt. So werden z. B. in der aktuellen „Arbeitshilfe“ in Schleswig-Holstein ermittelte Werte zur Stetigkeit (Anzahl der Erfassungstage mit Flugaktivität in Relation zu allen Erfassungstagen) sowie der Flugaktivität (durchschnittliche Anzahl von Flugsequenzen je Erfassungstag) in einer Tabelle als „Schwellenwerte“ festgelegt; eine Überschreitung dieser „Schwellenwerte“ führt zu der Regelvermutung, dass hiermit das Tötungsrisiko als signifikant erhöht eingestuft wird (Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung des Landes Schleswig Holstein, 2021).

Weiter wird der Begriff „Schwellenwert“ auch in den Methodenvorschlägen des BfN und der LAG VSW eingeführt, und auf relative Rasternutzungsfrequenzen bezogen (LAG VSW, 2020; BfN, 2020). An anderer Stelle werden populationsbiologische Mortalitätsgrenzwerte, additive Mortalität oder zulässige Mortalität ebenfalls mit dem Begriff „Schwellenwert“ geführt.

Im Kontext dieser Pilotstudie und somit auch im rechtlichen Kontext wird der Begriff „Schwellenwert“ ausschließlich dazu genutzt, ein zusätzliches vorhabenbezogenes Kollisions-/Tötungsrisiko des betroffenen Individuums zu beschreiben.

Dabei wird zwischen zwei unterschiedlichen Ansätzen unterschieden:

- Im Allgemeinen wird ein relativer Schwellenwert für die zulässige zusätzliche Mortalität ermittelt, welcher als prozentualer Wert eines Grundrisikos (alternativ „allgemeines Lebensrisiko“, „durchschnittliche Mortalität“) angegeben wird. Fiktives Rechenbeispiel: Rotmilan – Grundrisiko 20%; ein relativer Schwellenwert von 10% des Grundrisikos wäre 2%; das Grundrisiko würde sich somit von 20% auf 22% erhöhen.
- In einigen Publikation wird der Schwellenwert als absoluter Wert angegeben; hier wird die zulässige zusätzliche Mortalität in Todesfällen pro Jahr und Individuum angegeben. Fiktives Rechenbeispiel: Rotmilan – Grundrisiko 20%; ein absoluter Schwellenwert von 10% würde dazu führen, dass das Grundrisiko von 20% auf 30% steigt.

Diese Schwellenwertansätze können ineinander umgerechnet und somit verglichen werden, sofern das "Grundrisiko" bekannt ist (K. Graf, schriftl. Mitt.).

Gleichermaßen werden auch die Begriffe **signifikant** bzw. **Signifikanz** sprachlich sehr unterschiedlich genutzt. In BNatSchG ist der Begriff „signifikant“ keine statistische Eigenschaft, sondern eine rechtliche Setzung (Frank und Rolshoven, 2020; LAG VSW, 2020; BfN, 2020). Dort wird der Begriff der „*signifikanten Erhöhung des Tötungsrisikos*“ benutzt. In diesem Zusammenhang ist der Begriff „Signifikanz“ eben nicht im statistischen Sinne, sondern im Sinne der „deutlichen Erhöhung“ gemeint und damit als Beschreibung von Umständen, welche z. B. im Lebensraum eines individuellen Brutpaares zu einer erhöhten Nutzung des beplanten Bereichs führen – im Fall von Windenergieplanungen dem geplanten Standort einer WEA. Damit werden, so die Rechtsprechung, „besondere Anforderungen“ an eine Verbotsverletzung gestellt. Das normale Kollisionsrisiko reicht hierfür nicht aus, es müssen besondere Umstände hinzutreten. Es geht bei der Signifikanzbewertung um die Frage einer „unzulässigen Risikoerhöhung“: verursachen Bau und Betrieb einer WEA ein – im Vergleich zum allgemeinen Lebensrisiko – „signifikant“ und damit unzulässig erhöhtes Tötungsrisiko. Hier meint „signifikant“ also im Vergleich zum Grundrisiko „deutlich“ erhöht (F. Sailer, schriftl. Mitt.).

Brand et al. (2020) führen aus zwei Urteilen des BVerwG (Urt. V. 09. 07. 2009 – 4 C 12/07, Rn. 46; Urt. V. 14. 07. 2011 – 9 A 12.10, Rn. 99) an: Die signifikante Risikoerhöhung „... *erfordere die Feststellung, dass die Tierart in artenschutzrechtlich relevantem Umfang im Bereich des Vorhabens vorkomme und häufig den Gefährdungsbereich des Vorhabens schneide, ohne dass durch Vermeidungs- und Schutzmaßnahmen, wie die kontrollierte Abschaltung, wirksam Zusammenstöße verhindert werden können.*“. Ähnlich ist dies formuliert in BfN (2020): „*Die Klärung der Frage, ob eine Risikoerhöhung im Einzelfall als „signifikant“ anzusehen ist, setzt eine wertende Betrachtung voraus (BverwG, Beschluss vom 8. März 2018 – 9 B 25/17, juris, Rn. 11). Hierbei sind artspezifische Verhaltensweisen, die häufige Frequentierung des durchschnittlichen Raums und die Wirksamkeit vorgesehener Schutzmaßnahmen zur Abwendung von Verbotseintritten zu berücksichtigen (BverwG, Urteil vom 14. Juli 2011 – 9 A 12/10, juris, Rn. 99; vgl. BverwG, Beschluss vom 8. März 2018 – 9 B 25/17, Rn. 11, juris).*“

Im novellierten BNatSchG in der Fassung von Dezember 2022 werden abstandsabhängige Signifikanz-Regelvermutungen aufgeführt; diese zur Vereinfachung von Verfahren generalisierten artspezifischen Abstandsbereiche legen in einem abgestuften Regime fest, wann das Risiko als deutlich und somit signifikant erhöht anzusehen ist und wo Maßnahmen erforderlich werden. Der Begriff der signifikanten Risikoerhöhung wird somit, wie auch der Schwellenwert, ebenfalls ausschließlich dazu genutzt, ein zusätzliches vorhabenbezogenes Kollisions-/Tötungsrisiko des betroffenen Individuums zu bewerten. Eine vertiefte rechtliche Bewertung des Begriffs der signifikanten Risikoerhöhung wird im Rahmen dieser Studie nicht vorgenommen.

4.2 Mortalität wild lebender Vögel

Im Folgenden werden die in den letzten Jahren diskutierten Ansätze kurz vorgestellt. Das Ziel ist es, je betrachteter Vogelart in einem ersten Schritt die sog. „natürliche Mortalität“ bzw. die „vorhabenunabhängige Mortalität“ herzuleiten. In einem zweiten Schritt soll die „zulässige vorhabenbezogene zusätzliche Mortalität“ hergeleitet werden. Für die Ermittlung dieser Parameter wird naturgemäß auf populationsbiologische Studien zurückgegriffen. So entspricht die vorhabenunabhängige Mortalität (das Sterberisiko) eines durchschnittlichen Individuums der mittleren Mortalität einer Population (Bellebaum, 2020). Für die rechtlichen Betrachtungen müssen

diese Werte auf das betroffene Individuum angewendet und unter rechtlich-wertenden Gesichtspunkten bewertet werden (s. unten).

4.2.1 Natürliche Mortalität

Tiere kommen in unterschiedlichen Phasen ihres Lebens zu Tode, z. B. durch Prädation, Krankheit, Verletzung (auch in innerartlichen Konflikten), auf dem Zug (Ertrinken, Erschöpfung) und aufgrund weiterer Faktoren. Dieses wird als natürliche Mortalität (oder reziprok als natürliche Überlebensrate) einer Vogelart bezeichnet und wird i. d. R. jeweils auf ein Jahr bezogen. Die Ermittlung dieses artspezifischen Werts ist nicht trivial:

- sie ist altersspezifisch: Vögel im ersten Lebensjahr, Vögel in den Lebensjahren vor der Reproduktion (und Sesshaftigkeit), Vögel im Reproduktionsalter haben unterschiedliche jährliche Überlebensraten.
- sie kann ortsspezifisch sein: für bestimmte Arten existieren auch innerhalb Deutschlands separate geographische Populationen, welche aufgrund der ökologischen Umstände unterschiedliche Überlebensraten haben können (z. B. Krüger in Grünkorn et al. (2016), Sergio et al. (2021)).
- sie ist zeitspezifisch: sie kann unterschiedlich stark ausgeprägt in unterschiedlichen Phasen der Populationsentwicklung sein (W. Fiedler, mdl. Mitt. 31.08.2022; s. auch Katzenberger et al. (2019)).

4.2.2 Vorhabenunabhängige Mortalität

Die oben beschriebene „natürliche Mortalität“ ist heutzutage ein theoretischer Wert, welcher eine vom Menschen vollständig unbeeinflusste Landschaft / Umwelt voraussetzen würde. Tatsächlich kommen anthropogen verursachte Mortalitäten dazu, wie z. B. Jagd, Kollisionen mit Freileitung/Stromschlag, Kollisionen mit Fahrzeugen (Auto, Bahn) oder Gebäuden, Vergiftung durch Müll wie auch direkte und indirekte Auswirkungen des Klimawandels.

Die vorhabenunabhängige Mortalität kann grundsätzlich für jede Vogelart ermittelt werden; Grundlagen sind häufig Auswertungen von Beringungsprojekten, zunehmend auch aus Besenderrungs-Projekten, wenn die Anzahl der Individuen groß genug ist, valide Mortalitätsangaben zu ermitteln.

Zur Feststellung sowohl natürlicher als auch anthropogen verursachter (vorhabenbezogener) Mortalitätsursachen bedarf es umfangreicher Studien. Diese zeigen, dass diese Mortalitäten in unterschiedlichen Zeitperioden durch unterschiedliche Gründe geprägt sind. So ist insbesondere für Greifvögel bekannt, dass die Faktoren „direkte Verfolgung“ und „Einfluss von DDT“ im letzten Jahrhundert wesentliche Mortalitätsursachen waren, die aber in den letzten Jahrzehnten an Bedeutung verloren haben. In der kürzeren Vergangenheit konnte auch die Todesursache „Stromschlag“ durch umgesetzte Schutzmaßnahmen verringert werden. Hingegen ist anzunehmen, dass die Mortalitätsursachen Straßenverkehr und auch Windenergieanlagen schon allein deshalb in den letzten zwei Jahrzehnten zugenommen haben, weil der Verkehr stark zugenommen hat und WEA im maßgeblichen Umfang erst seit ca. 20 Jahren errichtet worden sind.

Die natürliche Mortalität ist praktisch nicht von der anthropogen verursachten Mortalität zu trennen. Das spiegelt sich auch in der deutschen Rechtsprechung wider. Es wird ein sog. „allgemeines Lebensrisiko“ einer Art akzeptiert. In einer weitreichenden Formulierung wird der Maßstab definiert als „vergleichbar dem Risiko, dem einzelne Exemplare der jeweiligen Art im Rahmen des allgemeinen Naturgeschehens stets ausgesetzt sind“ (BVerwG, Urteil vom 8.1.2014 - 9 A 4.13, Rn. 99). Folglich umfasst das allgemeine Lebensrisiko nach Feststellung des BVerwG auch Verluste durch menschliche Einflüsse im „Naturraum“, allerdings nur in einem allgemein üblichen Umfang (BVerwG Urteil vom 10.11.2016 - 9 A 18.15, Rn. 82 ff.), d. h. die großräumig in Mitteleuropa anzutreffenden Risiken. Schon bei Backes et al. (2018) wird festgestellt, dass es dadurch bei zunehmender anthropogen verursachter Mortalität dazu kommt, dass mehr zusätzliche Mortalität (s. Kap. 4.2.3) „erlaubt“ wird, weil sie in Prozent der vorhabenunabhängigen Mortalität ermittelt wird. Dem widerspricht die Lesart des BVerwG, welches im Gegensatz „...explizit klargestellt hat, dass sein Modell nicht bedeutet, dass dort, wo schon eine hohe Gefährdung besteht, umso mehr hinzu kommen darf (BVerwG 9 A 18.15 Rn 84, BVerwG 9 A 25.17 Rn 11, OVG Münster 8 B 1013/18). Das BVerwG will vielmehr sagen, dass das Risiko akzeptiert ist, was mit einer WEA (Straße, Stromleitung) stets an jedem Ort quasi unausweichlich verbunden ist. Wird die WEA aber an einem besonders sensiblen Ort errichtet, dann ist dort das Risiko höher als das, was stets an „jedem Ort“ mit der Errichtung von WEA verbunden ist. Wird die WEA in einer besonders „gefährlichen“ Bauweise/ Technikausstattung ausgeführt als die durchschnittliche WEA, dann ist auch dadurch das Risiko erhöht (also z. B. WEA mit kleinem Abstand zwischen Boden und unterem Rotorblattdurchgang). Mit dieser Interpretation des anthropogenen Grundrisikos und des Signifikanzansatzes kommt es nicht zu einer stetigen, immer weiter anwachsenden Mortalität.“ (M. Agatz, schriftl. Mitt.).

4.2.3 Zusätzliche vorhabenbezogene Mortalität wild lebender Vögel

Infrastrukturvorhaben haben Auswirkungen auf wildlebende Vögel, unter anderem eine zusätzliche vorhabenbezogene Mortalität; im Rahmen dieser Studie wird die Tötung durch Kollision an WEA betrachtet.

Die höchstrichterliche Rechtsprechung hat zum artenschutzrechtlichen Tötungsverbot den Signifikanzansatz entwickelt, welcher diesen Umstand berücksichtigt. Hiernach wird der Tötungstatbestand (nach Berücksichtigung von Vermeidungsmaßnahmen) nur erfüllt, wenn sich das Kollisionsrisiko für die betroffene Art in signifikanter Weise erhöht. Für die Maßstabbildung der Kollisionsrisiken im Hinblick auf die Exemplare (Individuen) ist auch unter Berücksichtigung der Bestandszahlen artspezifisch zu differenzieren.

Der Begriff der zusätzlichen Mortalität wird in diesem Zusammenhang als relativer Schwellenwert definiert (s. Kap. 4.1) und damit in Relation zur artspezifischen vorhabenunabhängigen Mortalität gesetzt. Beträgt die vorhabenunabhängige Mortalität einer Art z. B. 0,30 (30 % der Individuen einer Population sterben innerhalb eines Jahres), so bedeutet eine zusätzliche (relative) Mortalitätsrate von z. B. 5 %, dass sich Mortalität von 30,0 % auf 31,5 % erhöht; in diesem Fall erhöht sich die absolute Mortalität des Individuums um den Betrag von 1,5 % . Wie die natürliche und die vorhabenunabhängige Mortalität (s. Kap. 4.2.1 und 4.2.2) hängt auch die zulässige Höhe der zusätzlichen vorhabenbezogenen Mortalität von zahlreichen artspezifischen Faktoren ab und kann je Art unterschiedliche „zulässige“ Werte annehmen.

Die im Folgenden aufgeführten Beispiele nähern sich der Ermittlung der zulässigen zusätzlichen vorhabenbezogenen Mortalität auf unterschiedliche Weise, nicht alle entwickeln tatsächlich einen Schwellenwert auf der Ebene des Individuums:

- Gemäß BfN (2020) erfolgt die Signifikanzprüfung für unvermeidbare Tötungsrisiken eines WEA-Vorhabens durch stufenweise und aggregierte Raumnutzungsprognosen basierend auf Abstandsbetrachtungen, Habitatpotenzialanalysen (HPA) und Raumnutzungsanalysen (RNA). Schon der Abstand zum Neststandort kann – artspezifisch – so klein sein, dass regelhaft ein signifikant erhöhtes Tötungsrisiko angenommen werden kann (Nahbereich). Umgekehrt kann bei großen Abständen ein solches regelhaft ausgeschlossen werden (außerhalb des Prüfbereichs bzw. weiteren Aktionsraums). Innerhalb des Prüfbereichs (weiteren Aktionsraums) ist diese Information nicht hinreichend und es wird eine HPA erforderlich. Letztlich wird im Mindestabstand (zentralen Aktionsraum) dann mittels einer RNA eine vertiefte Untersuchung erforderlich. Es werden zumindest bei der RNA über relative Rasterfrequenzen (Raumnutzung) quantitative Werte für die Einschätzung der signifikanten Erhöhung des Tötungsrisikos beschrieben. Es wird aber kein artspezifischer Schwellenwert der zulässigen vorhabenbezogenen Mortalität gegeben.
- In den seit mehreren Jahren fortgeschriebenen Berichten *„Übergeordnete Kriterien zur Bewertung der Mortalität wildlebender Tiere im Rahmen von Projekten und Eingriffen“* (Bernetat und Dierschke (2016, 2021a; b) wird je Vogelart sowohl ein allgemeiner Mortalitätsgefährdungsindex (MGI) als auch ein vorhabenbezogener MGI (vMGI) entwickelt. Hierfür wurden wissenschaftliche Datengrundlagen populationsbiologischer und autökologischer Parameter recherchiert und in einem Grundlagenband wiedergegeben (Bernetat und Dierschke, 2021a). Vogelarten haben gemäß ihrer Populationsbiologie eine unterschiedliche Empfindlichkeit/Sensitivität gegenüber dem Verlust von Individuen bzw. einer zusätzlichen Mortalität. *„Insofern ist die Sensitivität einer Art gegenüber anthropogener Mortalität auch ein Indiz dafür, ob ggf. bereits ein geringfügig gesteigertes Mortalitätsrisiko als signifikante Risikoerhöhung zu werten sein könnte.“* (Bernetat und Dierschke, 2021a). In einem den Grundlagenband erweiternden Band wird die Sensitivität dieser Vogelarten gegenüber Windenergieplanungen an Land beschrieben und ein hiermit ermitteltes konstellationsspezifisches Risiko mit dem vMGI kombiniert, mit welchem bewertet wird, ob somit eine *„Schwelle des konstellationsspezifischen Risikos erreicht bzw. überschritten wird und somit z. B. eine arten- oder gebietsschutzrechtliche Verbotsrelevanz eintritt.“* (Bernetat und Dierschke, 2021b). Der MGI ist ein hochwertiger Parameter, hat sich aber in der Rechtsprechung nicht durchgesetzt und spielt somit für die Bewertung des individuenbezogenen Tötungsrisiko keine Rolle.
- In der PROGRESS-Studie, welche Flugaktivität und Kollisionszahlen erfasst hat, wurden Populationsmodelle für Kiebitz, Rotmilan und Mäusebussard berechnet. Dort lag der relative Schwellenwert (Grenzwert) an zulässiger zusätzlicher Mortalität für stabile bis leicht zunehmende Populationen zwischen 0,7 und 4,0 % der vorhabenunabhängigen Mortalität (Grünkorn et al., 2016). Ein individuenbezogener relativer Schwellenwert wird nicht angegeben.
- In Reichenbach und Aussieker (2021) wird ein absoluter Schwellenwert in Abhängigkeit von Abständen zum Brutplatz (Aufenthaltswahrscheinlichkeit in Abhängigkeit u. a. von verschiedenen Distanzen vom Brutplatz basierend auf empirischen Daten) in Verbindung mit detaillierten Auswertungen / Berücksichtigung verhaltens- und populationsbiologischer Parameter gemeinsam betrachtet. Ausgehend von artspezifisch hergeleiteten zulässigen Schwellenwerten werden die „zulässigen“ Abstände von WEA zum

Brutplatz ermittelt. „So soll die Einhaltung des äußeren Schutzabstandes sicherstellen, dass die nicht vollständig zu vermeidende kollisionsbedingte Mortalität für die jeweilige Vogelart nicht zu einem Populationsrückgang führt. Der Ansatz für die Bemessung der äußeren Abstände ergibt sich somit aus dem Ziel, die geringste Entfernung zu WEA zu definieren, außerhalb derer das Kollisionsrisiko so niedrig ist, dass ein Populationsrückgang aufgrund von erhöhter Mortalität ausgeschlossen werden kann.“ Es wird je Vogelart bzw. Teilpopulation und je WEA eine zusätzliche Mortalität und damit ein absoluter Schwellenwert, von < 2 % zur vorhabenunabhängigen Mortalität bei den behandelten Arten betrachtet; der Schreiadler wird aufgrund seiner besonderen Gefährdung gesondert behandelt.

- In BDEW (2021) wird die vorhabenspezifische Kollisionswahrscheinlichkeit anhand artspezifischer Faktoren unter Anwendung eines Kollisionsrisikomodells ermittelt; es erweitert bekannte Vorgehensweisen wie z. B. Reichenbach und Aussieker (2021) um die Berücksichtigung des Habitatpotenzials, d. h., neben den bereits eingearbeiteten Parametern (wie bspw. Abstand zum Brutplatz) wird eine potenzielle Meidung/Attraktion des lokalen Habitats mitberücksichtigt. Ein relativer Schwellenwert der zulässigen zusätzlichen Mortalität von 10 % der vorhabenunabhängigen Mortalität wird im Wesentlichen aus rechtlichen Überlegungen hergeleitet. Es ist in diesem Zusammenhang die einzige uns bekannte Studie, welche explizit einen individuenbezogenen Schwellenwert herleitet.
- Das sog. ORNIS-Kriterium wurde von der EU-Kommission in einem „Leitfaden zu den Jagdbestimmungen der Richtlinie 79/409/EWG des Rates über die Erhaltung der wild lebenden Vogelarten“ hergeleitet, um – im Rahmen der Ausnahme – eine regelmäßige absichtliche Entnahme von Individuen aus einer Population zu bewerten (EU-Kommission, 2004). Hier wird eine „geringe Menge“ wie folgt definiert: „Die jährliche Gesamtsterblichkeit ist ein geeigneter Parameter zur Quantifizierung geringer Mengen, weil er die Populationsgröße, den Status und die Populationsdynamik berücksichtigt. In diesem Rahmen sollte jegliche Entnahme in der Größenordnung von ungefähr 1 % der Jahressterblichkeit der bejagbaren Arten als „geringe Menge“ betrachtet werden, wobei davon ausgegangen wird, dass die Übereinstimmung mit Artikel 9 der Richtlinie in jedem Fall von der Einhaltung der sonstigen Bestimmungen des Artikels abhängt.“
Somit kann das ORNIS-Kriterium nicht für die Bewertung zulässiger Mortalität auf der Ebene des Individuums herangezogen werden. Populationsbiologisch bietet es allerdings eine Einschätzung einer zulässigen zusätzlichen Mortalität, auf welche sich auch andere Studien beziehen (Backes et al., 2018; Bellebaum, 2020; Reichenbach und Aussieker, 2021; Schippers et al., 2020).

Neben oder zusätzlich zur Ermittlung der zusätzlichen Mortalität wird – auch auf populationsbiologischer Ebene – die Methode bzw. der Begriff des „*potential biological removal*“ (PBR) genutzt, um unter Berücksichtigung u. a. der Wachstumsrate einer Population zu beschreiben, welche zusätzliche Mortalität für eine jeweilige Population akzeptabel ist. Für die Anwendung dieser Methode ist es kritisch, mit verallgemeinerbaren Annahmen in die Berechnung gehen zu müssen. So beeinflusst die Wahl des sog. *recovery factors* „f“, welcher in Abhängigkeit von der Stabilität oder der Gefährdung der betrachteten Population gewählt wird, die Höhe des Schwellenwerts (z. B. (Bellebaum et al., 2013, 2010; Dillingham und Fletcher, 2008; Niel und Lebreton, 2005; Wade, 1998)). Für die Betrachtung eines individuenbezogenen Schwellenwerts eignet sich diese Methode nicht, liefert aber beispielhafte Werte und Herangehensweisen. Auf der Ebene der Population und in strategischen Prüfungen zu Infrastrukturvorhaben in regionalem Maßstab wird z. B. erst ein Kriterium der zulässigen zusätzlichen Mortalität angewendet. Wenn dieses aber einen gesetzten Schwellenwert

überschritten hat, kann mit Hilfe des PBR die Zulässigkeit auch einer höheren Schwelle geprüft werden (Schippers et al., 2020).

4.2.4 Schwellenwert der zulässigen zusätzlichen Mortalität

Mit der Anwendung probabilistischer Methoden ergibt sich die Möglichkeit, im Ergebnis einen quantitativen Wert für die zulässige zusätzliche vorhabenbezogene artspezifische Mortalität je Individuum und Jahr zu ermitteln (s. Kap.3.1 bzw. 3.1.12).

Wie dargestellt, unterliegen allerdings sowohl die vorhabenunabhängige als auch die zulässige vorhabenbezogene Mortalität zahlreichen Faktoren, welche für die meisten Vogelarten nicht oder nur unzureichend bekannt sind. Auch wenn diese grundsätzlich ermittelbar ist, sind publizierte Werte häufig sehr unterschiedlich und der Kenntnisstand sowie die entsprechenden Fachpublikationen dazu unterliegen einer dynamischen Entwicklung.

So unterscheiden sich schon in den zahlreichen Studien zum Rotmilan die Angaben zur vorhabenunabhängigen Mortalität vergleichsweise stark (Tab. 4.1). Die natürliche (bzw. vorhabenunabhängige) Sterblichkeit beschreiben Bernotat und Dierschke ((2021a), Anhangs-Band Tab. 3.1); wenn die dort angegebenen Werte nicht von Bauer et al. (2005) hergeleitet sind, dann stammen sie zum Teil aus Art-Monographien oder aktuellen Forschungsprojekten. Diese Werte wurden exakt von BDEW (2021) übernommen, dort gekennzeichnet als vorhabenunabhängige Mortalität. Weitere Werte in Tab. 4.1 zeigen erhebliche Schwankungsbreiten. Implizit wird bei den meisten Quellen die vorhabenunabhängige Mortalität angegeben, oft ist aber auch der Bezug schlichtweg nicht angegeben. Häufig wird angenommen, dass diese Werte entweder als altersunabhängig gelten oder aber nur die Mortalität der Altvögel gewertet wird. Da damit die in der Regel höhere Jungvogelsterblichkeit nicht eingerechnet wird, stellt dieses Mortalitätsmaß eine untere Grenze dar.

Tab. 4.1 *Angaben zu natürlicher und anthropogen verursachter Mortalität vom Rotmilan (Details s. Text). Angegeben ist jeweils die direkte Quelle, aber auch die dort zitierte Quelle. Mortalität ≙ Anzahl tödl. Ereignisse je Individuum und Jahr.*

Vorhabenunabhängige Mortalität		Quelle
Altvögel	Jungvögel (1. Jahr)	
0,39	nn	(Bernotat und Dierschke, 2021a) zitiert Bauer et al. (2005)
0,20	nn	(Schreiber, 2021), zitiert Nachtigall (2008) und Bellebaum (2011)
0,19 – 0,26	0,1 – 0,5	(Nachtigall, 2008)
0,10 – 0,26	0,40	(Bellebaum et al., 2013) zitiert Schönfeld (1984)
0,089 -0,110	nn	(Bellebaum, 2020) – ziehende Population, Wert bezieht sich auf die 8 Monate der Anwesenheit im Brutgebiet
0,16	0,55	(Schaub, 2012)
0,23	0,31	(Grünkorn et al., 2016), zitiert Glutz von Blotzheim (1971) und Zang et al. (1989)
0,06 – 0,21	0,20 – 0,63	(Sergio et al., 2021)
0,16 – 0,24	0,30 – 0,69	(Katzenberger et al., 2019)

Ebenso wie die Bestimmung der vorhabenunabhängigen Mortalität aufwändig ist und die Variabilität in Abhängigkeit von Zeit, Region und ökologischen Status der Vogelart hoch ist, verhält es sich mit der zulässigen zusätzlichen vorhabenbezogenen Mortalitätsrate. Die Ermittlung der Zulässigkeit auch auf der Ebene des Individuums unterliegt zahlreichen ökologischen Faktoren. Der Rückschluss auf die Population und z. B. deren Erhaltungszustand steht im rechtlichen Sinne nicht zur Debatte, da das Tötungsrisiko individuenbezogen betrachtet wird.

Erst wenn z. B. für eine Bundesland oder Deutschland die Auswirkungen von Windenergieplanungen in ihrer Gesamtheit auf regionale Populationen betrachtet werden sollen, treten die populationsbiologischen Fragestellungen wieder in den Vordergrund (s. dazu aber schon Reichenbach und Aussieker (2021)), die im Folgenden kurz skizziert werden.

Schippers et al. (2020) haben für einige Vogelarten (vom Star bis zum Seeadler) mit unterschiedlichen *life-history* Strategien mittels empirisch parametrisierten Populationsmodellen gezeigt, dass, abhängig von der Vogelart und dem Status der Population, eine regelmäßige absolute zusätzliche Mortalität von 1 % bis 5 % über einen längeren Zeitraum einen negativen Effekt auf Populationen haben kann. Populationen mit einer positiven Bestandsentwicklung sind naturgemäß weniger empfindlich. Populationen mit aktuell negativen Bestandstrends indes vertragen praktisch keine zusätzliche Mortalität (Schippers et al., 2020).

Perspektivisch kann Schippers et al. (2020) gefolgt werden, dass es sinnvoll ist, je Vogelart empirisch parametrisierte Populationsmodelle zu entwickeln, anhand derer ein Schwellenwert der zusätzlichen Mortalität abgeleitet werden kann (s. auch Bellebaum (2020)).

Es wird zu bestimmen sein, ob man Schwellenwerte der zulässigen zusätzlichen Mortalität für die gesamte Population einer Art nutzt. Je nachdem, wie gut die populationsbiologischen Informationen je Vogelart bzw. je Teilpopulation vorliegen, können regionspezifische Schwellenwerte ermittelt werden. Aufbauend auf den Überlegungen von Reichenbach und Aussieker (2021) ist die Erhöhung der vorhabenunabhängigen Sterblichkeit um absolute 1-2 % ein Ausgangspunkt solch eines Schwellenwerts. Es sind weitere Überlegungen einzubeziehen:

- In der Regel ist nicht die gesamte Brutpopulation von Kollisionsrisiken an WEA betroffen (s. auch Busch et al. (2017)). Hiermit kann eine Erhöhung des Schwellenwerts für die von WEA betroffene Teil-Population erfolgen (Reichenbach und Aussieker, 2021).
- Aktuell weisen alle 15 kollisionsgefährdeten Brutvogelarten (gemäß § 45 Abs. 1-5, Anlage 1, Abschnitt 1) positive und stabile Bestandsentwicklungen auf (s. Tab. 3 in BDEW (2021)). In solchen Fällen kann der Schwellenwert ggf. angehoben werden. Es muss aber angemerkt werden, dass weitere, hier vielleicht nicht recherchierte, bestandsbeeinflussende Faktoren ebenfalls berücksichtigt werden müssen. In der Gesetzesbegründung zur Novelle des BNatSchG (Drucksache 20/2354) wird für 8 der 15 kollisionsgefährdeten Vogelarten die erwartete Entwicklung des bundesweiten Erhaltungszustands mit „Verschlechterung“ angegeben.
- Einige kollisionsgefährdete Brutvogelarten sind sehr selten, so z. B. der Schreiadler. In solchen Fällen sollte ein „konservativerer“ Schwellenwert angewendet werden.

Im Fazit wird festgestellt, dass die Ermittlung artspezifischer quantitativer Schwellenwerte der durch WEA verursachten zulässigen zusätzlichen Mortalität eine Reihe methodischer

Schwierigkeiten aufweist. Populationsbiologische Ansätze helfen, sich der Größenordnung eines Schwellenwerts zu nähern. Allerdings wird die signifikante Erhöhung des Tötungsrisikos weiterhin individuenbezogen und vorhabenbezogen zu betrachten sein.

*„Die Frage, **ob** und **wie stark** das Kollisionsrisiko durch das Vorhaben im Vergleich zum Grundrisiko der Art erhöht ist, ist eine primär **artenschutzfachliche** Frage. Die Frage, ob das Kollisionsrisiko im Vergleich zum Grundrisiko „zu“ **hoch** ist bzw. – mit anderen Worten – ob die Risikoerhöhung „**signifikant**“ ist und damit eine Verletzung des Tötungsverbots darstellt, ist eine vor allem rechtlich-wertende Frage. Bei der Beantwortung dieser Frage muss das Verhältnismäßigkeitsprinzip (Gewichtung Artenschutzinteressen und Klimaschutzinteressen) und die Zweckrichtung der Signifikanz (Vermeidung einer Ausnahmeerteilung) beachtet werden.*

Eine Schwellenwertsetzung, die in der Regel zu einer Verbotsverletzung führen würde, würde jedenfalls nicht auf der Linie der Rechtsprechung liegen.“ (F. Sailer, schriftl. Mitt.).

Fragen der Kumulation im Fall der Beantragung mehrerer WEA in einem Windpark bzw. im Rahmen einer regionalen Ansammlung von Windparks oder allen Windparks im Einzugsbereich der Brutpopulation einer Vogelart sind zu klären.

Rechtlich gilt: *„Bei der artenschutzrechtlichen Prüfung findet keine Kumulationsbetrachtung statt. Bei der prognostischen Beurteilung des artenschutzrechtlichen Tötungsverbots im Rahmen des Genehmigungsverfahrens geht es um die Wahrscheinlichkeit, dass die beantragte Anlage einen Vogel schlägt. Diese Wahrscheinlichkeit ist unabhängig davon, ob sich im Umfeld weitere Anlagen oder Gefahren befinden. In der Signifikanz-Rechtsprechung wird daher auch allein auf die Erhöhung des Kollisionsrisiko durch „das Vorhaben“ abgestellt. Es geht insoweit nicht um die Risikoperspektive des Vogels. Andere Anlagen/Gefahren sind vielmehr (nur) Teil des Grundrisikos.“ (F. Sailer, schriftl. Mitt.).*

5 FAZIT UND ANWENDUNGSVORSCHLAG FÜR DIE PRAXIS

5.1 Methodische Neuentwicklungen und Vergleich zu bisherigen Ansätzen

Die Ergebnisse unserer Studie zeigen, dass mechanistische Kollisionsrisikomodelle – insbesondere im Zusammenspiel mit einer empirisch gut fundierten Raumnutzungsprognose („Hybrid-Modell“) – grundsätzlich ein geeignetes Werkzeug für die realistische Schätzung von vorhabenbezogenen Kollisionsrisiken darstellen. Insbesondere stellt die präsentierte Methode sowohl konzeptionell als auch bzgl. des empirischen Fundaments (wie es für den Rotmilan vorliegt) eine deutliche Verbesserung gegenüber reinen abstands-basierten Annahmen, Habitatpotenzialanalysen (HPAs), Raumnutzungsanalysen (RNAs) und/oder darauf basierenden verbal-argumentativen Beurteilungen dar, weil es eine realistischere und objektivere lokale Bewertung ermöglicht. Im Vergleich zu jüngst präsentierten/diskutierten probabilistischen Methoden zeigt das Hybrid-Modell eine Vielzahl an Verbesserungen, u. a. (aber nicht ausschließlich) durch die strikt empirisch basierte Ermittlung aller einfließenden Parameter (basierend auf einer bisher unvergleichbaren deutschlandweiten Datenbasis), durch intensive qualitative und quantitative Validierung der Modellprognosen durch externe Daten und Studien sowie durch die Quantifizierung von Schätzunsicherheiten. Vor einer Anwendung in der Praxis müssen allerdings noch einige Punkte bearbeitet/ausgearbeitet werden (s. u.). Zusammengefasst stellt die präsentierte Methode einen deutlichen Schritt hin zu realistischen Bewertungen des vorhabenbezogenen Vogelschlagrisikos dar.

5.2 Berechnung des vorhabenbezogenen Kollisionsrisikos

Unsere Analyse legt nahe, dass sich das Kollisionsrisiko aus einem komplexen Zusammenspiel von u. a. lokalem Habitat, Flughöhe und -aktivität, WEA-Eigenschaften und Abstand zwischen WEA und Brutplatz zusammensetzt. Aus diesem Grund können stark vereinfachte Betrachtungen (wie reine abstands-basierte Regelungen) der Realität vermutlich häufig nicht gerecht werden, und es ist daher ein hoher Anteil an Fehleinschätzungen bei der Betrachtung lokaler Konstellationen mit simplifizierten Betrachtungen möglich. Zudem liegt für die bisherigen (bspw. Abstands-basierten) Methoden keine empirische Validierung der geschätzten Kollisions-Größenordnungen vor.

Wir empfehlen daher (nach Über- bzw. Ausarbeitung weniger, aber entscheidender Aspekte – s. u.) den systematischen Einsatz des Hybrid-Modells zur Beurteilung vorhabenbezogener lokaler Konstellationen. Das Hybrid-Modell kann prinzipiell die o. g. komplexen Zusammenhänge im Zusammenspiel mit der lokalen Konstellation berücksichtigen, daher ist eine geringere Rate an Fehleinschätzungen verglichen bspw. zu rein abstands-basierten Abschätzungen zu erwarten. Als rechnerisches Resultat des Hybrid-Modells kann für jede beliebige (reale oder hypothetische/geplante) Situation das vorhabenbezogene Kollisionsrisiko prognostiziert werden, i. d. R. pro Nest/Individuum und Saison (an einer oder mehreren WEA). Das Hybrid-Modell ermöglicht es auch, den Einfluss von verschiedenen Schutzmaßnahmen (wie bspw. Änderungen im lokalen Habitat oder der Höhe des unteren Rotordurchgangs eines WEA) auf das Kollisionsrisiko zu quantifizieren. In Repowering-Vorhaben können somit die Kollisionsrisiken für den Ist-Zustand dem geplanten Zustand gegenübergestellt werden und somit Änderungen des Kollisionsrisikos durch das Repowering-Vorhaben bewertet werden. Es sei zudem angemerkt, dass sich das Modell prinzipiell auch mit Schätzungen

oder Messungen von lokalem Vogelflug-Geschehen statt Brutplatz-Informationen parametrisieren lässt.

5.3 Entwicklungspotenzial und -bedarf

5.3.1 Daten und methodische Aspekte

Bevor die präsentierte Methode praktisch zum Einsatz kommt, müsste sie allerdings u. E. noch in wenigen, aber wesentlichen Punkten verbessert werden, um das Risiko systematischer Verzerrungen zu minimieren. Wir empfehlen eine empirisch besser fundiertere Schätzung der Mikroavoidance, sowie die Nutzung von Habitatvariablen mit höherer zeitlicher und örtlicher Auflösung und eine Verfeinerung/Anpassung der Habitat-Kategorien.

Zudem könnte die Methode derzeit nur Berechnungen für das Kollisionsrisiko des Rotmilans liefern. Für weitere Arten reicht die existierende Datengrundlage u. U. für die Anwendung der Methode aus, müsste aber noch angepasst und evaluiert werden. Für weitere Arten empfehlen wir, dass, wie beim Rotmilan schon geschehen, am besten eine hohe Individuenanzahl der Brutvogelpopulation mit modernen Sendern versehen wird, welche eine gute zeitliche und räumliche Auflösung einschließlich der Flughöhe ermöglichen. Grobe Abschätzungen aus den verfügbaren Daten legen mindestens 50 - 100 benötigte besenderte Individuen je Art nahe, mit einer Taktung der gesendeten Signale von 30 Sekunden oder kleiner (wenigstens in WEA-Nähe). Für eine Analyse von Mikro-Reaktionen sind vermutlich 1-Sek-Daten nötig. Zudem wäre es wünschenswert, wenn für weiterführende Analysen des Ausweichverhaltens standardisierte WEA- und Bewegungsdaten aus kamera-basierten Antikollisionssystemen zur Verfügung gestellt werden, mit welchen Wegpunkte einschließlich der Höhe ermittelt werden.

Alternativ oder ergänzend zur o. g. Besenderung könnten auch Analogieschlüsse diskutiert werden, bei denen die (Teil-)ergebnisse (bspw. zum Ausweichverhalten) von Arten mit ausreichender Datengrundlage auf andere Arten übertragen werden – analog zur derzeitigen Vorgehensweise im Kontext der Bewertung von Vogelschlag an Freileitungen.

Abschließend sei angemerkt, dass sich das präsentierte Hybrid-Modell mit überschaubaren Anpassungen auf weitere derzeit relevante Problemstellungen anwenden lässt, wie die Habitatpotenzialanalyse sowie dem Identifizieren großräumiger, mit relativ niedrigem Kollisionsrisiko behafteter Gebiete, was wiederum im Kontext von Go-To-Areas von Interesse sein kann.

5.3.2 Aspekte der Praxis/Anwendbarkeit

Für die Anwendung in der Praxis sind zwei Punkte von großer Bedeutung: die Qualitätssicherung sowie die praktische Anwendung und Nachvollziehbarkeit im Kontext von gutachterlichen Tätigkeiten. Beide Punkte waren nicht Bestandteil der vorliegenden Studie, müssten aber u. E. bearbeitet werden, bevor die Methode in der Praxis angewendet werden kann.

Hinsichtlich der Qualitätssicherung wurden zwar die Komponenten und Vorhersagen des präsentierten Hybrid-Modells auf vielfältige Art und Weise mittels externer empirischer Daten qualitativ

und quantitativ validiert/plausibilisiert, sowie methodische Aspekte des Modells ausführlich dokumentiert und im Rahmen der projektbegleitenden Arbeitsgruppe (PAG) begutachtet, sodass eine prinzipielle methodische Nachvollziehbarkeit durch die Fachwelt gegeben ist. Trotzdem ist eine zusätzliche externe fachliche Validierung der Modellbildung und eine schlussendliche Anwendungsempfehlung oder gar Vorgabe in Genehmigungsverfahren ein wichtiger noch ausstehender Schritt. Weitere empirische Untersuchungen zur Überprüfung der Prognosen des Hybridmodells sind zwar wünschenswert, aber aus unserer Sicht nicht zwingend, da im Rahmen der vorliegenden Studie solche Vergleiche bereits intensiv durchgeführt wurden.

Im Kontext der praktischen (gutachterlichen) Anwendung muss zum einen eine einfache Benutzbarkeit der Methode (z. B. durch Bereitstellung einer bedienungsfreundlichen Software) gegeben sein und zum anderen ein Grundverständnis des Modellierungsprozesses vorliegen, damit das Modell korrekt und sachgerecht angewendet werden kann und die Ergebnisse durch eine Genehmigungsbehörde geprüft werden können.

5.4 Herleitung von Schwellenwerten

Mit der Anwendung des oben hergeleiteten Hybrid-Modells ergibt sich die Möglichkeit, die dort ermittelten quantitativen Werte direkt zu einem ebenfalls quantitativen Schwellenwert der zulässigen zusätzlichen vorhabenbezogenen Mortalität in Bezug zu setzen, um die Zulässigkeit eines Projekts direkt zu ermitteln. Die Zulässigkeit eines Projekts ist weiterhin an die Bedingung gebunden, dass das individuelle Tötungsrisiko nicht signifikant erhöht werden darf (s. Kap. 4.1ff).

Während mit dem Hybrid-Modell aufgrund der Nutzung einer Vielzahl neuer empirischer Daten eine valide, wenn auch aus unserer Sicht noch verbesserungswürdige Methode vorgestellt wird, welche vorerst für den Rotmilan umgesetzt werden kann, ist die Herleitung eines artspezifischen Schwellenwerts der zulässigen zusätzlichen vorhabenbezogenen Mortalität sowohl fachlich als auch rechtlich nicht trivial. Die Ermittlung der vorhabenunabhängigen Mortalität, auf welche ein Schwellenwert der zulässigen zusätzlichen Mortalität Bezug nimmt, unterliegt zahlreichen Einflussgrößen. Ein einheitlicher Wert z. B. für den Rotmilan ist noch zu ermitteln. Die zulässige Höhe zusätzlicher vorhabenbezogener Mortalität kann einerseits populationsbiologisch, also artenschutzfachlich ermittelt werden, andererseits ist sie aber rechtlich-wertend festzulegen.

Für den Fall, dass eine Einigung über die Höhe einer zulässigen zusätzlichen vorhabenbezogenen Mortalität erfolgt ist, sind Fragen der Kumulation zu klären: werden die zusätzlichen Mortalitätsraten für die Genehmigung weiterer WEA im gleichen Windpark addiert? Wie bewertet man diese Werte im Fall einer projektübergreifenden Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP), in welcher ausdrücklich die kumulativen Auswirkungen mitbetrachtet werden müssen?

Sowohl im Kontext des Hybrid-Modells zur Quantifizierung von Vogelschlagrisiken als auch im Kontext zukünftiger Schwellenwert-Setzungen ist eine ständig zunehmende empirische Datengrundlage zu erwarten. Diese wird dazu beitragen, relevante Schätzungen und Einschätzungen kontinuierlich zu verbessern und zu untermauern. Damit verbunden ist jedoch auch die Aufgabe, methodische Aspekte und Schwellenwertsetzungen vor dem Hintergrund neuer Erkenntnisse und Daten regelmäßig zu aktualisieren und zu validieren.

Im Fazit hoffen und denken wir, dass wir mit der vorliegenden Studie und der Entwicklung des Hybrid-Modells dem vorrangigen Ziel nähergekommen sind, für Genehmigungsverfahren eine fachlich valide, nachvollziehbare und überprüfbare Methode bereit gestellt zu haben, um das vorhabenbezogene Kollision- bzw. Tötungsrisiko objektiv bewerten und quantifizieren zu können. Neben diesem Aspekt wird mit dem Hybrid-Modell für derzeit relevante Problemstellungen wie die Habitatpotenzialanalyse oder im größeren Rahmen die Erstellung regionaler Konfliktrisikokarten ebenfalls eine geeignete Basis zur Verfügung gestellt.

6 DANKSAGUNGEN

Wir möchten uns herzlich für die konstruktive Zusammenarbeit mit all den Personen und Institutionen bedanken, welche Tracking, LRF- und Radardaten zur Verfügung gestellt haben und damit diese einmalige Datenbasis möglich gemacht haben. Eine Übersicht findet sich im Anhang A 5.

Wir möchten uns herzlich bedanken bei den Mitgliedern der Unterarbeitsgruppe 2 “Probabilistik” und der projektbegleitenden Arbeitsgruppe, welche uns stets hilfreich für die Beantwortung von Fragen zur Verfügung standen bzw. eigene Kommentare und Anmerkungen zu unserer Arbeit gemacht haben.

Die Unterarbeitsgruppe 2 setzt sich zusammen aus Vertreterinnen und Vertretern des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz, des Bundesamtes für Naturschutz, der Fachagentur Windenergie an Land, des Kompetenzzentrums Naturschutz und Energiewende, der Länder Baden-Württemberg, Bayern, Brandenburg, Hessen, Nordrhein-Westfalen, Sachsen, Sachsen-Anhalt sowie Vertreterinnen und Vertreter der Naturschutzverbände und Energieverbände als Mitglieder. Ferner standen als Fachexpertinnen und Fachexperten Frau Agatz (Kreis Borken, Immissionsschutzbehörde), Herr Dr. Fiedler (Max-Planck-Institut für Verhaltensbiologie), Herr Prof. Dr. Köck (Umweltforschungszentrum), Frau Dr. Korner-Nievergelt (Oikostat), Herr Dr. Reichenbach (ARSU), Herr Sailer (Stiftung Umweltenergie recht) und Herr Dr. Stoevesandt (Fraunhofer-Institut für Windenergiesysteme) für die fachliche Begleitung dieser Studie zur Verfügung. Die Finanzierung der Studie erfolgte federführend durch Hessen mit Unterstützung von Baden-Württemberg, Brandenburg, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz und dem Saarland.

7 LITERATUR

- Avgar, T., Potts, J.R., Lewis, M.A., Boyce, M.S., 2016. Integrated step selection analysis: bridging the gap between resource selection and animal movement. *Methods in Ecology and Evolution* 7, 619–630.
- Backes, C., Akerboom, S., Auer, J., Bovet, J., Cavallin, E., Cliquet, A., Holst, E.-C., Köck, W., McGillivray, D., Schoukens, H., Tegner Anker, H., 2018. Renewable energy projects and species protection. A comparison into the application of the EU species protection regulation with respect to renewable energy projects in the Netherlands, United Kingdom, Belgium, Denmark and Germany. Utrecht Centre for Water, Oceans, and Sustainability Law.
- Band, B., 2012. Using a collision risk model to assess bird collision risks for offshore wind farms (Final Report). British Trust for Ornithology (BTO), Bureau Waardenburg bv, and University of St Andrews, The Nunnery, Thetford (GBR).
- Band, W., 2000. Windfarms and Birds: Calculating a theoretical collision risk assuming no avoiding action. Guidance Notes Series. Scottish Natural Heritage.
- Band, W., Madders, M., Whitfield, D.P., 2007. Developing field and analytical methods to assess avian collision risk at wind farms, in: *Birds and Wind Farms: Risk Assessment and Mitigation*. Quercus, Madrid, pp. 259–275.
- Bauer, H.-G., Bezzel, E., Fiedler, W. (Eds.), 2005. *Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas: alles über Biologie, Gefährdung and Schutz - Nonpasseriformes - Nichtsperlingsvögel*, 2nd ed. Aula-Verlag, Wiebelsheim, Hunsrück.
- BDEW, 2021. Signifikante Erhöhung des Tötungsrisikos von Brutvögeln an Windenergieanlagen, Anwendungshilfe, Bewertungsmethode unter Heranziehung probabilistischer Ansätze.
- Behr, O., Brinkmann, R., Hochradel, K., Mages, J., Korner-Nievergelt, F., Reinhard, H., Simon, R., Stiller, F., Weber, N., Nagy, M., 2018. Bestimmung des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen in der Planungspraxis - Endbericht (RENEBAT III).
- Bellebaum, J., 2020. Biologische Maßstäbe für artenschutzrechtliche Tötungsverbot. Stand and Anwendungsmöglichkeiten. *Natur and Landschaftsplanung* 52, 24–30.
- Bellebaum, J., Grieger, C., Klein, R., Köppen, U., Kube, J., Neumann, R., Schulz, A., Sordyl, H., Wendeln, H., 2010. Ermittlung artbezogener Erheblichkeitsschwellen von Zugvögeln für das Seegebiet der südwestlichen Ostsee bezüglich der Gefährdung des Vogelzuges im Zusammenhang mit dem Kollisionsrisiko an Windenergieanlagen. Abschlussbericht (Forschungsvorhaben des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (FKZ 0329948)). IfAÖ, LUNG MV, Neu Broderstorf (DEU).
- Bellebaum, J., Korner-Nievergelt, F., Dürr, T., Mammen, U., 2013. Wind turbine fatalities approach a level of concern in a raptor population. *Journal for Nature Conservation* 21, 394–400.
- Bernotat, D., Dierschke, V., 2021a. Übergeordnete Kriterien zur Bewertung der Mortalität wildlebender Tiere im Rahmen von Projekten und Eingriffen – Teil III: Anhänge zum Grundlagen- teil, 4. Fassung, Stand 31.08.2021.
- Bernotat, D., Dierschke, V., 2021b. Übergeordnete Kriterien zur Bewertung der Mortalität wildlebender Tiere im Rahmen von Projekten und Eingriffen – Teil II.3: Arbeitshilfe zur Bewertung der Kollisionsgefährdung von Vögeln an Windenergieanlagen (an Land), 4. Fassung, Stand 31.08.2021.
- Bernotat, D., Dierschke, V., 2016. Übergeordnete Kriterien zur Bewertung der Mortalität wildlebender Tiere im Rahmen von Projekten und Eingriffen - 3. Fassung - Stand 20.09.2016.
- Bolker, B.M., Brooks, M.E., Clark, C.J., Geange, S.W., Poulsen, J.R., Stevens, M.H.H., White, J.-S.S., 2009. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution* 24, 127–135.

- Bolker, E.D., Hatch, J.J., Zara, C., 2014. Modeling how windfarm geometry affects bird mortality. Preprint, arXiv.
- Borkenhagen, K., Corman, A.-M., Garthe, S., 2018. Estimating flight heights of seabirds using optical rangefinders and GPS data loggers: a methodological comparison. *Marine Biology* 165.
- Bose, A., Dürr, T., Klenke, R.A., Henle, K., 2020. Assessing the spatial distribution of avian collision risks at wind turbine structures in Brandenburg, Germany. *Conservation Science and Practice*.
- Brand, C., Langeleh, D., Männel, T., 2020. Die Signifikanzschwelle nach § 44 (5) Nr. 1 BNatSchG - ein Verfahren zur Bewertung des Tötungsrisikos geschützter Arten im Gefahrenbereich von Windenergieanlagen.
- Busch, M., Trautmann, S., Gerlach, B., 2017. Overlap between breeding season distribution and wind farm risks: a spatial approach. *Vogelwelt* 137, 169–180.
- Büttner, G., 2014. CORINE Land Cover and Land Cover Change Products, in: Manakos, I., Braun, M. (Eds.), *Land Use and Land Cover Mapping in Europe: Practices & Trends, Remote Sensing and Digital Image Processing*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 55–74.
- Caneco, B., Humphries, G., Cook, A.S.C.P., Masden, E., 2022. Estimating bird collisions at offshore windfarms with stochLAB. <https://hidef-aerial-surveying.github.io/stochLAB/>.
- Chamberlain, D.E., Rehfish, M.R., Fox, A.D., Desholm, M., Anthony, S.J., 2006. The effect of avoidance rates on bird mortality predictions made by wind turbine collision risk models. *Ibis* 148, 198–202.
- Christie, D., Urquhart, B., 2015. A refinement of the Band spreadsheet for wind turbine collision risk allowing for oblique entry. *New Zealand Journal of Zoology* 42, 290–297.
- Collier, M.P., Dirksen, S., Krijgsveld, K.L., 2011. A review of methods to monitor collisions or micro-avoidance of birds with offshore wind turbines. Strategic Ornithological Support Services Project SOSS-03A (Final Report No. Report nr 11-078). Bureau Waardenburg bv, Culemborg (NDL).
- Cook, A.S.C.P., 2021. Additional analysis to inform SNCB recommendations regarding collision risk modelling (BTO Research Report No. 739). British Trust for Ornithology, Thetford (GBR).
- Cook, A.S.C.P., Humphreys, E.M., Masden, E.A., Burton, N.H.K., 2014. The Avoidance Rates of Collision Between Birds and Offshore Turbines (Scottish Marine and Freshwater Science No. Volume 5 Number 16). British Trust for Ornithology, The Nunnery, Thetford (GBR).
- Dalthorp, D., Huso, M., Dail, D., 2017. Evidence of Absence (v2.0) Software User Guide (U.S. Geological Survey Data Series No. 1055).
- Dalthorp, D., Huso, M., Dail, D., Kenyon, J., 2014. Evidence of absence software user guide (U.S. Geological Survey No. Data Series 881).
- Desholm, M., 2006. Wind farm related mortality among avian migrants - a remote sensing study and model analysis (PhD Thesis). Dept. of Wildlife Ecology and Biodiversity, NERI, and Dept. of Population Biology, University of Copenhagen. National Environmental Research Institute, Denmark.
- Desholm, M., Fox, A.D., Beasley, P.D.L., Kahlert, J., 2006. Remote techniques for counting and estimating the number of bird–wind turbine collisions at sea: a review. *Ibis* 148, 76–89.
- Dillingham, P.W., Fletcher, D., 2008. Estimating the ability of birds to sustain additional human-caused mortalities using a simple decision rule and allometric relationships. *Biological Conservation* 141, 1783–1792.
- Drewitt, A.L., Langston, R.H.W., 2006. Assessing the impacts of wind farms on birds. *Ibis* 148, 29–42.
- Eichhorn, M., Johst, K., Seppelt, R., Drechsler, M., 2012. Model-Based Estimation of Collision Risks of Predatory Birds with Wind Turbines. *Ecology and Society* 17.
- EU Kommission, 2004. Leitfaden zu den Jagdbestimmungen der Richtlinie 79/409/EWG des Rates über die Erhaltung der wild lebenden Vogelarten.

- Everaert, J., 2014. Collision risk and micro-avoidance rates of birds with wind turbines in Flanders. *Bird Study* 61, 220–230.
- Fielding, A.H., Anderson, D., Benn, S., Dennis, R., Geary, M., Weston, E., Whitfield, D.P., 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 status. *PLOS ONE* 16, e0254159.
- Fielding, A.H., Haworth, P.F., Anderson, D., Benn, S., Dennis, R., Weston, E., Whitfield, D.P., 2019. A simple topographical model to predict Golden Eagle *Aquila chrysaetos* space use during dispersal. *Ibis*.
- Frank, O., Rolshoven, M., 2020. WEA, Vögel und die Bestimmung des Signifikanzbegriffs: Die Quadratur des Kreises? *Zeitschrift für Neues Energierecht* 197–206.
- Gedeon, K., Grüneberg, C., Mitschke, A., Sudfeldt, C., Eickhorst, W., Fischer, S., Flade, M., Frick, S., Geiersberger, I., Koop, B., Kramer, M., Krüger, T., Roth, N., Ryslavy, T., Stübing, S., Sudmann, S.R., Steffens, R., Vökler, F., Witt, K., 2014. Atlas Deutscher Brutvogelarten. Atlas of German breeding birds. Münster (DEU).
- Gómez-Rubio, V., 2020. Bayesian inference with INLA. Chapman & Hall/CRC Press, Boca Raton, FL.
- Grüneberg, C., Bauer, H.-G., Haupt, H., Hüppop, O., Ryslavy, T., Südbeck, P., 2015. Rote Liste der Brutvögel Deutschlands, 5. Fassung. *Berichte zum Vogelschutz* 52, 19–67.
- Grüneberg, C., Karthäuser, J., 2019. Verbreitung und Bestand des Rotmilans *Milvus milvus* in Deutschland – Ergebnisse der bundesweiten Kartierung 2010–2014. *Vogelwelt* 139, 101–116.
- Grünkorn, T., Blew, J., Coppack, T., Krüger, O., Nehls, G., Potiek, A., Reichenbach, M., von Rönn, J., Timmermann, H., Weitekamp, S., 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.
- Grünkorn, T., Blew, J., Krüger, O., Potiek, A., Reichenbach, M., Von Rönn, J., Timmermann, H., Weitekamp, S., Nehls, G., 2017. A large-scale multispecies assessment of avian mortality rates at land-based wind turbines in Northern Germany, in: Köppel, J. (Ed.), *Wind Energy and Wildlife Interactions. Presentations from the CWW2015 Conference*. Springer, pp. 43–64.
- Hastie, T., Tibshirani, R.J., 1990. *Generalized Additive Models*. London, UK: Chapman and Hall.
- Heuck, C., Sommerhage, M., Stelbrink, P., Höfs, C., Geisler, K., Gelpke, C., Koschkar, S., 2019. Untersuchung des Flugverhaltens von Rotmilanen in Abhängigkeit von Wetter und Landnutzung unter besonderer Berücksichtigung vorhandener Windenergieanlagen im Vogelschutzgebiet Vogelsberg - Abschlussbericht.
- Holmstrom, L., Hamer, T., Colclazier, L., Verschuyt, J., Ruche, D., 2011. Assessing Avian-Wind Turbine Collision Risk: An Approach Angle Dependent Model. *Wind Engineering* 35, 289–213.
- Hötcker, H., Krone, O., Nehls, Dr.G., 2017. *Birds of Prey and Wind Farms*. Springer.
- Hull, C.L., Muir, S.C., 2013. Behavior and turbine avoidance rates of eagles at two wind farms in Tasmania, Australia. *Wildlife Society Bulletin* 37, 49–58.
- Huso, M.M.P., Dalthorp, D., Dail, D., Madsen, L., 2015. Estimating wind-turbine-caused bird and bat fatality when zero carcasses are observed. *Ecological Applications* 25, 1213–1225.
- Jödicke, K., Lemke, H., Mercker, M., 2018. Wirksamkeit von Vogelschutzmarkierungen an Erdseilen von Höchstspannungsfreileitungen. Ermittlung von artspezifischen Kollisionsraten und Reduktionswerten in Schleswig- Holstein. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 50, 286–294.
- Johnston, A., Cook, A.S.C.P., 2016. How high do birds fly? Development of methods and analysis of digital aerial data of seabird flight heights (BTO Research Report No. Number 676). British Trust for Ornithology, Thetford (GBR).

- Johnston, N.N., Bradley, J.E., Otter, K.A., 2014. Increased flight altitudes among migrating Golden Eagles suggest turbine avoidance at a Rocky Mountain wind installation. *PLOS ONE* 9, e93030.
- Katzenberger, J., Gottschalk, E., Balkenhol, N., Waltert, M., 2019. Long-term decline of juvenile survival in German Red Kites. *Journal of Ornithology*.
- Khosravifard, S., Skidmore, A.K., Naimi, B., Venus, V., Muñoz, A.R., Toxopeus, A.G., 2020. Identifying Birds' Collision Risk with Wind Turbines Using a Multidimensional Utilization Distribution Method. *Wildlife Society Bulletin* 44, 191–199.
- Kleyheeg-Hartman, J.C., Krijgsveld, K.L., Collier, M.P., Poot, M.J.M., Boon, A.R., Troost, T.A., Dirksen, S., 2018. Predicting bird collisions with wind turbines: Comparison of the new empirical Flux Collision Model with the SOSS Band model. *Ecological Modelling* 387, 144–153.
- Korner-Nievergelt, F., Behr, O., Brinkmann, R., Etterson, M.A., Huso, M.M., Dalthorp, D., Korner-Nievergelt, P., Roth, T., Niermann, I., 2015. Mortality estimation from carcass searches using the R-package carcass-a tutorial. *Wildlife Biology* 21, 30–43.
- Korner-Nievergelt, F., Brinkmann, R., Niermann, I., Behr, O., 2013. Estimating Bat and Bird Mortality Occurring at Wind Energy Turbines from Covariates and Carcass Searches Using Mixture Models. *PLOS ONE* 8. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0067997>
- Korner-Nievergelt, F., Korner-Nievergelt, P., Behr, O., Niermann, I., Brinkmann, R., Hellriegel, B., 2011. A new method to determine bird and bat fatality at wind energy turbines from carcass searches. *Wildlife Biology* 17, 350–363.
- Korner-Nievergelt, F., Niermann, I., Behr, O., Etterson, M.A., Brinkmann, R., Korner, P., Hellriegel, B., Roth, T., Huso, M.M., Dalthorp, D., 2016. R-Package “carcass.”
- Korner-Nievergelt, F., Roth, T., von Felten, S., Guelat, J., Almasi, B., Korner-Nievergelt, P., 2015. *Bayesian Data Analysis in Ecology Using Linear Models with R, BUGS, and Stan*. Elsevier, London (GBR).
- LAG VSW, 2020. Fachliche Empfehlungen für avifaunistische Erfassungen und Bewertungen bei Windenergieanlagen - Genehmigungsverfahren - Brutvögel.
- LAG VSW, 2015. Abstandsempfehlungen für Windenergieanlagen zu bedeutsamen Vogellebensräumen sowie Brut-plätzen ausgewählter Vogelarten (Stand April 2015).
- Liesenjohann, M., Blew, J., Fronczek, S., Reichenbach, M., Bernotat, D., 2020. Wirksamkeit von Vogelschutzmarkern. Ein Fachkonventionsvorschlag zur Minderungswirkung an Freileitungen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 52, 184–190.
- Liesenjohann, M., Blew, J., Fronczek, S., Reichenbach, M., Bernotat, D., 2019. Artspezifische Wirksamkeiten von Vogelschutzmarkern an Freileitungen. *Methodische Grundlagen zur Einstufung der Minderungswirkung durch Vogelschutzmarker - ein Fachkonventionsvorschlag (No. BfN-Skripten 537)*. Bonn - Bad Godesberg (DEU).
- Linden, A., Maentyniemi, S., 2011. Using the negative binomial distribution to model overdispersion in ecological count data. *Ecology* 92, 1414–1421.
- Madders, M., Whitfield, D.P., 2006. Upland raptors and the assessment of wind farm impacts. *Ibis* 148, 43–56.
- Männel, T., 2021. Grundlagen und Beispiele für die Anwendung der Probabilistik zur Ermittlung und Bewertung des Kollisionsrisikos. Vortrag im Rahmen des Webinars: Anwendung von Probabilistik zur Bewertung des Kollisionsrisikos windenergiesensibler Vogelarten (Fachagentur Windenergie an Land)
- Manske, D., Grosch, L., Schmiedt, J., Mittelstädt, N., Thrän, D., 2022. Geo-Locations and System Data of Renewable Energy Installations in Germany. *Data* 7, 128. <https://doi.org/10.3390/data7090128>
- Masden, E.A., Cook, A.S.C.P., 2016. Avian collision risk models for wind energy impact assessments. *Environmental Impact Assessment Review* 56, 43–49.
- McAdam, B.J., 2005. *A Monte-Carlo Model for Bird/Wind Turbine Collisions (Master of Science)*. University of Aberdeen.

- Mendel, B., Schwemmer, P., Peschko, V., Müller, S., Schwemmer, H., Mercker, M., Garthe, S., 2019. Operational offshore wind farms and associated ship traffic cause profound changes in distribution patterns of Loons (*Gavia spp.*). *Journal of Environmental Management* 231, 429–438. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.053>
- Mercker, M., 2021a. Wirksamkeit von Vogelschutzmarkierungen an Freileitungen - Methodische Überlegungen zu Versuchsaufbau, Auswertung und Übertragbarkeit empirischer Feldstudien. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 53, 32–38.
- Mercker, M., 2021b. A flexible point and variance estimator to assess bird/bat fatality from carcass searches (preprint: bioRxiv).
- Mercker, M., Jödicke, K., 2021. Beyond BACI: Offsetting carcass numbers with flight intensity to improve risk assessments of bird collisions with power lines. *Ecology and Evolution* 11, 16716–16726.
- Mercker, M., Schwemmer, P., Peschko, V., Enners, L., Garthe, S., 2021. Analysis of local habitat selection and large-scale attraction/avoidance based on animal tracking data: is there a single best method? *Movement Ecology* 9, 20.
- Methodenvorschlag des Bundes zur Prüfung und Bewertung eines signifikant erhöhten Tötungsrisikos von Vögeln an WEA, 2020. Bonn - Bad Godesberg (DEU).
- Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung des Landes Schleswig-Holstein, 2021. Standardisierung des Vollzugs artenschutzrechtlicher Vorschriften bei der Zulassung von Windenergieanlagen für ausgewählte Brutvogelarten. Arbeitshilfe zur Beachtung artenschutzrechtlicher Belange in Schleswig-Holstein.
- Muff, S., Signer J., Fieberg, J., 2020. Accounting for individual-specific variation in habitat-selection studies: Efficient estimation of mixed-effects models using Bayesian or frequentist computation. *Journal of Animal Ecology* 89, 80–92.
- Nachtigall, W., 2008. Der Rotmilan (*Milvus milvus*, L. 1758) in Sachsen und Südbrandenburg – Untersuchungen zu Verbreitung und Ökologie (Dissertation). Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Haale (Saale) (DEU).
- New, L., Bjerre, E., Millsap, B., Otto, M.C., Runge, M.C., Margalida, A., 2015. A Collision Risk Model to Predict Avian Fatalities at Wind Facilities: An Example Using Golden Eagles, *Aquila chrysaetos*. *PLOS ONE* 10, e0130978.
- Niel, C., Lebreton, J.-D., 2005. Using demographic invariants to detect overharvested bird populations from incomplete data. *Conservation Biology* 19, 826–835.
- ÖKOTOP & FÖA Landschaftsplanung, 2023. Prüfung der Wirksamkeit von Vermeidungsmaßnahmen zur Reduzierung des Tötungsrisikos von Milanen bei Windkraftanlagen. Forschungs- und Entwicklungsvorhaben FKZ 3517 86 0200 im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz. In Vorbereitung.
- Oloo, F., Safi, K., Aryal, J., 2018. Predicting Migratory Corridors of White Storks, *Ciconia ciconia*, to Enhance Sustainable Wind Energy Planning: A Data-Driven Agent-Based Model. *Sustainability* 10, 1470.
- Patterson, T.A., Thomas, L., Wilcox, C., Ovaskainen, O., Matthiopoulos, J., 2008. State-space models of individual animal movement. *Trends Ecol Evol* 23, 87–94.
- Péron, G., Calabrese, J.M., Duriez, O., Fleming, C.H., García-Jiménez, R., Johnston, A., Lambertucci, S.A., Safi, K., Shepard, E.L.C., 2020. The challenges of estimating the distribution of flight heights from telemetry or altimetry data. *Animal Biotelemetry* 8.
- Peschko, V., Mendel, B., Müller, S., Markones, N., Mercker, M., Garthe, S., 2020. Effects of offshore windfarms on seabird abundance: Strong effects in spring and in the breeding season. *Marine Environmental Research* 162, 105157.
- Pfeiffer, T., Meyburg, B.-U., 2022. Flight altitudes and flight activities of adult Red Kites (*Milvus milvus*) in the breeding area as determined by GPS telemetry. *Journal of Ornithology* 163, 867–879. <https://doi.org/10.1007/s10336-022-01994-1>
- Pfeiffer, T., Meyburg, B.-U., 2015. GPS tracking of Red Kites (*Milvus milvus*) reveals fledgling number is negatively correlated with home range size. *Journal of Ornithology* 156, 963–975.

- Podolsky, R.H., 2003. Method and Article of Manufacture for Determining Probability of Avian Collision. U.S. Patent Filing #92717353USPL.
- R Core Team, 2021. R: A Language and Environment for Statistical Computing, R version 4.1.2.
- Reichenbach, M., Aussieker, T., 2021. Windenergie und der Erhalt der Vogelbestände. Regelungsvorschläge im Kontext einer gesetzlichen Pauschalausnahme.
- Reichenbach, M., Aussieker, T., 2021. Windenergie und der Schutz der Vogelbestände. Regelungsvorschläge im Kontext einer gesetzlichen Pauschalausnahme. Oldenburg (DEU).
- Reichenbach, M., Greule, S., Steinkamp, T., Reers, H., Akili, J., Roselius, L., 2023. Fachgutachten zur Ermittlung des Flugverhaltens des Rotmilans im Windparkbereich unter Einsatz von Detektionssystemen in Hessen. Publikation in Vorbereitung, Auftraggeber: Hessisches Ministerium für Wirtschaft, Energie, Verkehr und Wohnen; Auftragnehmer: ARSU GmbH.
- Ross-Smith, V.H., Thaxter, C.B., Masden, E.A., Shamoun-Baranes, J., Burton, N.H.K., Wright, L.J., Rehfisch, M.M., Johnston, A., 2016. Modelling flight heights of lesser black-backed gulls and great skuas from GPS: a Bayesian approach. *Journal of Applied Ecology* 53, 1676–1685.
- Royle, J.A., 2004. N-mixture models for estimating population size from spatially replicated counts. *Biometrics*.
- Santos, C.D., Ramesh, H., Ferraz, R., Franco, A.M.A., Wikelski, M., 2022. Factors influencing wind turbine avoidance behaviour of a migrating soaring bird. *Scientific Reports* 12.
- Schaub, M., 2012. Spatial distribution of wind turbines is crucial for the survival of red kite populations. *Biological Conservation* 155, 111–118.
- Schippers, P., Buij, R., Schotman, A., Verboom, J., van der Jeugd, H., Jongejans, E., 2020. Mortality limits used in wind energy impact assessment underestimate impacts of wind farms on bird populations. *Ecology and Evolution* 10, 6274–6287.
- Schreiber, M., 2021. Quantifizierung des WKA-bedingten Tötungsrisikos für Rotmilan (*Milvus milvus*), Mäusebussard (*Buteo buteo*) und Rohrweihe (*Circus aeruginosus*). Schreiber Umweltplanung, Bramsche (DEU).
- Scottish Natural Heritage, 2010. Use of Avoidance Rates in the SNH Wind Farm Collision Risk Model. Guidance Note.
- Sergio, F., Tavecchia, G., Blas, J., Tanferna, A., Hiraldo, F., 2021. Demographic modeling to fine-tune conservation targets: importance of pre-adults for the decline of an endangered raptor. *Ecological Applications* 31, e02266.
- Signer, J., Fieberg, J., Avgar, T., 2019. Animal movement tools (amt): R package for managing tracking data and conducting habitat selection analyses. *Ecology and evolution* 9, 880–890.
- Simonis, J., Dalthorp, D., Huso, M., Mintz, J., Madsen, L., Rabie, P., Studyvin, J., 2018. GenEst user guide—Software for a generalized estimator of mortality, in: U.S. Geological Survey Techniques and Methods. p. 72.
- Skov, H., Heinänen, S., Norman, T., Ward, R., Méndez-Roldán, S., Ellis, I., 2018. ORJIP Bird Collision and Avoidance Study (Final Report). The Carbon Trust, London (GBR).
- Smales, I., Muir, S., Meredith, C., Baird, R., 2013. A description of the biosis model to assess risk of bird collisions with wind turbines. *Wildlife Society Bulletin* 37, 59–65.
- SNH, 2014. Flight Speeds and Biometrics for collision Risk Modelling.
- Sprötge, M., Sellmann, E., Reichenbach, M., 2018. Windkraft Vögel Artenschutz: Ein Beitrag zu den rechtlichen und fachlichen Anforderungen in der Genehmigungspraxis, 1. Auflage. ed. Books on Demand, Norderstedt (DEU).
- Tibshirani, R., 1997. The LASSO method for variable selection in the Cox model. *Stat Med* 16, 385–395.
- Tibshirani, R., 1996. Regression Shrinkage and Selection via the lasso. *Journal of the Royal Statistical Society Series B* 58, 267–288.
- Tikkanen, H., Rytönen, S., Karlin, O.-P., Ollila, T., Pakanen, V.-M., Tuohimaa, H., Orell, M., 2018. Modelling golden eagle habitat selection and flight activity in their home ranges for safer wind farm planning. *Environmental Impact Assessment Review* 71, 120–131.

- Tucker, V.A., 1996a. Using a Collision Model to Design Safer Wind Turbine Rotors for Birds. *Journal of Solar Energy Engineering* 118, 263–269.
- Tucker, V.A., 1996b. A Mathematical Model of Bird Collisions with Wind Turbine Rotors. *Journal of Solar Energy Engineering* 118, 253–262.
- Urquhart, B., Whitfield, D.P., 2016. Derivation of an avoidance rate for red kite *Milvus milvus* suitable for onshore wind farm collision risk modelling (Natural Research Information No. Note 7). Natural Research Ltd, Banchory (GBR).
- Wade, P.R., 1998. Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds. *Marine Mammal Science* 14, 1–37.
- Whitfield, D.P., Madders, M., 2006. Deriving collision avoidance rates for red kites *Milvus milvus*. Natural Research Information Note 3. Natural Research Ltd, Banchory, UK.
- Wood, S.N., 2006. Generalized additive models: an introduction with R. Chapman & Hall/CRC, Boca Raton (USA).
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N.J., Saveliev, A.A., Smith, G.M., 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R, *Statistics for Biology and Health*. Springer, New York, NY (USA).

A ANHANG

A.1 Integrated step selection methods (iSSMs)

In einer umfangreichen Simulationsstudie zeigten wir kürzlich, dass „integrated step selection methods“ (iSSMs) eine der geeignetsten derzeitigen Werkzeuge zur Analyse von sowohl flächiger Habitatselektion als auch der Attraktion/Meidung singulärer Strukturen (wie z. B. WEA) darstellt, da es zum einen die höchste statistische Power (Teststärke) zeigt, zum anderen effizient mit großen Datenmengen umgehen kann (Mercker et al., 2021).

Eine Herausforderung bei der Analyse von Trackingdaten besteht darin, dass zwar Information dazu gegeben sind, welches Habitat von dem betrachteten Tier an jedem Trackingpunkt genutzt wurde, diese Nutzungsintensität aber der generellen Verfügbarkeit des jeweiligen Habitats gegenübergestellt werden muss, um letztendlich die relative Habitatnutzung quantifizieren zu können. Die Wahrscheinlichkeit der Nutzung eines Habitats steigt und sinkt i. d. R. mit dessen Verfügbarkeit. iSSMs quantifizieren diese Verfügbarkeit, basierend auf den Bewegungsdaten. Insbesondere werden basierend auf der Verteilung der Schrittweiten und Drehwinkel eines jeden Individuums zusätzliche Punkte im 2D-Raum gezogen („Dummy Punkte“), die das Tier somit auch hätte wählen können, aber nicht gewählt hat. Da diese Punkte zufällig gezogen werden (d. h., basierend auf Monte-Carlo-Techniken und unabhängig vom Habitat), kann über diese Punkte die Habitatverfügbarkeit quantifiziert werden (Mercker et al., 2021). Mathematisch gesehen werden diese Modelle mit „conditional logistic regression models“ analysiert, bei denen je ein echter Trackingpunkt und eine Reihe mit diesem Trackingpunkt assoziierter Dummy Punkte in einem Stratum zusammengefasst werden. Prinzipiell gilt, je mehr Dummy Punkte, desto valider die Aussagen. Allerdings reicht bereits eine Mindestzahl von 5 Dummy Punkten um gute Ergebnisse zu erzielen (Mercker et al., 2021). Zudem berücksichtigen diese Methoden zeitliche Autokorrelation bzw. erlauben ein Feedback der Bewegungsparameter auf den Prozess der Habitatselektion.

Für die Analyse von Trackingdaten mittels iSSMs müssen die Trackingdaten entsprechend angepasst/aufbereitet werden. So müssen sie regularisiert werden, d. h., sie sollten in Fragmente zerlegt werden, innerhalb derer die zeitlichen Abstände d_t zwischen den Trackingpunkten etwa gleich sind. Hierbei sollte d_t für den gesamten zu analysierenden Datensatz gleich sein (innerhalb gewisser Toleranzen). Hierbei ist es wichtig zu beachten, dass die Größe von d_t an die örtliche Skala des betrachteten Problems angepasst sein sollte: je größer die örtliche Skala ist, auf der die Habitatselektion stattfindet, desto größer muss auch d_t sein, um eine Unterschätzung der Effekte zu vermeiden. Ein zu großer Wert für d_t führt hingegen zu einem starken Ausdünnen der Daten und damit zu unnötig großen Konfidenzintervallen/stark stochastisch gestörten Daten. Dem optimalen Wert von d_t kann sich empirisch genähert werden. Wie in Anhang A.8 demonstriert, sind iSSM-Ergebnisse aber i. d. R. sehr robust gegenüber der Wahl dieses Parameters. Als weiterer Aufbereitungsschritt werden zudem (basierend auf den regularisierten Daten) der Logarithmus der örtlichen Schrittweite (d. h., dem Euklidischen Abstand zwischen den Tracking-Positionen) sowie der Kosinus des Drehwinkels berechnet um diese in der iSSM-basierten Regressionsanalyse als zusätzliche Prädiktoren verwenden zu können. Dies erlaubt eine Rückkopplung von Bewegungsparametern auf die Habitatselektion und führt dazu entsprechende Verzerrungen zu vermeiden (Mercker et al., 2021).

Alle iSSM-Analysen wurden mit der open-source Software **R** durchgeführt (R Core Team, 2021), insbesondere unter Nutzung des Paketes *amt* (Signer et al., 2019). Im Rahmen des vorliegenden Projektes musste der existierende iSSM-Ansatz von der 2D- auf die 3D-Betrachtung ausgeweitet werden. Dafür mussten die (basierend auf der individuellen Schrittweite und dem Drehwinkel) zufälligen 2D-Punkte mit zufälligen Werten der Flughöhe assoziiert werden. Hierbei stellt sich aber verglichen zu der 2D-Problematik eine andersartige Situation dar: im Falle der 2D-Punkte ist es entscheidend, dass die Habitatverfügbarkeit (die ja für unterschiedliche Habitate lokal ganz unterschiedlich ausfallen kann) über die Wahl der Dummy-Punkte sinnvoll quantifiziert wird. Im Falle der Flughöhen sind jedoch alle erdenklichen Flughöhen prinzipiell verfügbar. Hier muss nicht deren Verfügbarkeit *per se*, sondern die Verfügbarkeit *der regelmäßig genutzten Flughöhen* sinnvoll quantifiziert werden. Wir testeten verschiedene mögliche Verfahren, die validesten Ergebnisse konnten über eine zufällige Ziehung und Zuordnung von realen (Individuen-spezifischen) Flughöhen aus den Trackingdaten zu den Dummy-Punkten erlangt werden.

A.2 Verbesserungsvorschläge im Kontext der Hybrid-Modellierung

Wie im Haupttext deutlich gemacht, sollten vor der Anwendung des präsentierten Hybrid-Modells zwei Hauptpunkte unbedingt verbessert werden, nämlich (1) eine empirisch validere Schätzung der Mikro-avoidance und (2) die Verwendung von örtlich und/oder zeitlich besser aufgelöster Habitatvariablen, sowie eine feinere/angepasste Kategorisierung der Habitattypen.

Neben diesen beiden Aspekten gibt es aber noch unterschiedliche kleinere Punkte, die in zukünftigen Modellverbesserungen bearbeitet werden könnten. Hierbei handelt es sich unserer Einschätzung nach um überwiegend unkritische Punkte, d. h., die Auswirkungen dieser Verbesserungen werden als klein bis moderat eingeschätzt.

Habitat-Modell

1. In den statistischen Modellen wird derzeit nicht berücksichtigt, dass die Daten in verschiedenen Individuen „genestet“ sind und daher nicht als unabhängig voneinander betrachtet werden können. Gleiches gilt für mögliche Korrelationen zwischen verschiedenen Parametern des Habitatmodells und auch der anderen unten genannten Modelle. Bezüglich der Individuenproblematik müssten eigentlich „mixed modelling“-Techniken eingesetzt werden, um Verzerrungen in den Ergebnissen zu vermeiden (Bolker et al., 2009; Zuur et al., 2009). Erst kürzlich wurden Methoden präsentiert, welche es erlauben, iSSM-Modelle mit mixed modelling zu verknüpfen (Muff, S., Signer J. und Fieberg, 2020). Diese sind aber i. d. R. deutlich rechenintensiver (wie bspw. die INLA-Methode (Gómez-Rubio, 2020)), was im aktuellen Projekt aufgrund des engen Zeitplans nicht realisiert wurde. Idealerweise ist das Resultat solcher Modelle eine simulierte "joint posterior", welche bereits die Werte für die Monte Carlo Methode zur Fortpflanzung der Unsicherheit mit den entsprechenden Korrelationen zwischen den verschiedenen Parametern (den o. g. Individuen-bezogenen aber auch allen anderen Parametern) enthält. Testläufe mit den o. g. Daten von knapp 30 Millionen Zeilen zeigten eine Rechendauer (bei nicht-parallelisiertem Rechnen) von mehreren Wochen. Für in hohem Maße parallelisiertes Rechnen konnte im zeitlichen Rahmen des Projektes keine entsprechende Infrastruktur etabliert werden.

2. In Kontext dieses Projektes wird die relative Attraktion jedes Habitattyps direkt aus den Regressionsparametern des iSSMs übernommen. Alternativ kann man mit dem iSSM jedoch „individual-based models“ (IBMs) parametrisieren und mit diesen dann die Vorhersagen machen (Avgar et al., 2016) um so bspw. lokale Besonderheiten ggf. besser berücksichtigen zu können. IBMs können den Vorteil haben, dass sie eine realistischere Verteilung im Raum vorhersagen, die sich ja i. d. R. bspw. in Abhängigkeit von lokalen Strukturen (z. B. Barrieren, Leitlinien, der Größe von Flächen) gestaltet. Vor- und Nachteile dieses iSSM-IBM Ansatzes gegenüber dem hier präsentierten Ansatz sollten sorgfältig verglichen/abgewogen werden.
3. Die Abhängigkeit der Nutzungsintensität von verschiedenen kontinuierlichen Variablen wird in dem derzeitigen iSSM als (log-)linear angenommen. Tatsächlich können aber solche Abhängigkeiten in vielen Fällen in hohem Maße nichtlinear sein (Wood, 2006), z. B. wenn die Nähe zu bestimmten Habitaten (wie Wald) zwar gesucht wird, der Wald selbst aber gemieden wird. Um diese Sachverhalte adäquat abzubilden, müssten iSSM-Ansätze mit denen der additiven Modellierung (Hastie und Tibshirani, 1990; Wood, 2006) kombiniert werden, z. B. unter Nutzung von sog. Regressions-Splines.

Nutzungsintensität in Abhängigkeit von der Distanz zum Brutplatz

1. Wir haben (wie im Haupttext bereits erwähnt) GPS-Daten aus dem direkten Umfeld des Brutplatzes bei unseren Analysen nicht mitberücksichtigt, da wir uns auf Flugdaten beschränken möchten, und sich in den vielen Sitzpositionen an/um den Brutplatz auch ein gewisser Anteil an falsch-positiven als „Flug“ klassifizierten Punkten fand. Die Ergebnisse hängen u. U. relativ sensibel von der genauen Setzung des Grenzwertes (hier: 100 Meter) ab. Dieses Problem könnte kleiner werden, wenn die Definition „Flug“ vs. „Rast“ (die derzeit auf einer simplen Approximation der Geschwindigkeit beruht) anders berechnet wird, bspw. unter Einbeziehung von Beschleunigungssensordaten (Pfeiffer und Meyburg, 2022);
2. Bei der GAMM-Analyse wurde das lokale Habitat nichtmitberücksichtigt. Die gleichzeitige Miteinbeziehung der lokalen Habitatvariablen/-Präferenzen könnte die Schätzungen bzgl. des Brutplatzes verbessern.

Flughöhenverteilung

1. Aus Zeitgründen basierte die Höhenanalyse allein auf den GPS-basierten Höhenschätzungen. Tatsächlich gibt es aber in vielen Datensätzen noch zusätzliche Altimeterdaten, die sich (ggf. im Zusammenspiel mit der GPS-Information) dazu nutzen ließen, genauere Höhenmessungen zu extrahieren;
2. Unsere Höhenanalysen umfassten alle verfügbaren Daten, die sich auf 5-Minuten-Intervalle regularisieren ließen. Möglicherweise kann aber eine veränderte Auswahl der verwendeten Trackingpunkte (bspw. in Abhängigkeit von der Taktung oder der Position in einem erfassten Zeitfenster) die Genauigkeit der Höhenmessungen verbessern (Borkenhagen et al., 2018; Péron et al., 2020);

- Die artspezifische Flughöhe kann lokal von unterschiedlichen zusätzlichen Faktoren abhängen, bspw. vom darunterliegenden Habitat, der Geländemorphologie, dem Verhaltensmodus des Vogels (z. B. gerichteter Flug vs. Nahrungssuche), der Entfernung vom Brutplatz, der Tageszeit, klimatischen Variablen, oder Individuen-spezifischen Merkmalen (wie z. B. Alter oder Geschlecht). All diese Punkte wurden noch nicht bei der Modellierung berücksichtigt, um vorerst die Komplexität zu beschränken. Bei einer weiteren Verfeinerung des präsentierten Ansatzes könnten/sollten diese Punkte jedoch prinzipiell mitberücksichtigt werden.

Weitere Arbeiten, die sich mit der Analyse von Flughöhen und den damit verbundenen Herausforderungen befassen, finden sich bspw. in (Johnston und Cook, 2016; Johnston et al., 2014; Péron et al., 2020; Ross-Smith et al., 2016).

Tagesphänologie

- Die Unterscheidung „fliegen“ vs. „rasten“ erfolgt allein basierend auf einer einfachen Approximation der Geschwindigkeit. Wie in Pfeiffer und Meyburg (2022) demonstriert, gibt es hier u. U. fortgeschrittenere Methoden, die wir aus Zeitgründen (im Zusammenspiel mit der heterogenen Datensituation) bisher nicht realisieren konnten. So kann die o. g. Definition über eine Verknüpfung von Entscheidungsbäumen mit Beschleunigungssensordaten verbessert werden. Auch die Wahl des Grenzwertes von 3 km/h könnte weiter plausibilisiert werden.
- Unsere Betrachtungen nutzen die Tageszeit (Uhrzeit) als Prädiktor. Stattdessen könnte die tageszeitabhängige Variable auf den jeweiligen Sonnenauf-/untergang skaliert werden.

Fluggeschwindigkeiten

Die Bestimmung der Fluggeschwindigkeit erfolgte im Rahmen dieser Studie durch simples Dividieren der örtlichen Änderungen durch die zeitlichen Änderungen zwischen aufeinanderfolgenden GPS-Punkten. Die Berechnung der Fluggeschwindigkeiten könnte u. U. durch die Vorgehensweisen in Masden et a. (2021) oder SNH (2014) verbessert werden.

A.3 Detaillierte Parameter des Hybrid-Modells

Alle im Folgenden präsentierten Parameter beziehen sich exemplarisch auf den Rotmilan. Für die Berechnungen des Hybrid-Modells (siehe Abschnitt 3.1.5) werden für die Faktoren P_{Zeit} und P_{Ort} die folgenden in der Tabelle dargestellten Parameter definiert/verwendet.

Tab. A.1 Parameter und Definitionen im Kontext des Hybrid-Modells

P_{Zeit}	$P_{Zeit} = T_{Jahr} * T_{Saison} * P_{Tageszeit}$
------------	--

	Anzahl der Sekunden im Flug pro Jahr und Individuum. Verschneidet Informationen zu verschiedenen zeitlichen Anteilen.
T_{Jahr}	$T_{Jahr} = 31557600 \text{ sec}$ Anzahl Sekunden pro Kalenderjahr
T_{Saison}	$T_{Saison} = 0,5$ Anteilig Länge Saison/Pro Jahr (Rotmilan)
$P_{Tageszeit}$	Anteil an 24 Stunden, in denen der Vogel Flugaktivität zeigt (Wert zwischen 0 und 1). Wird über die Bildung des Mittelwertes aller durch das Flugaktivitäts-Regressionsmodell in 24 Stunden vorhergesagten Wahrscheinlichkeiten berechnet.
P_{Ort}	$P_{Ort} = \frac{P_{im_Rotor}}{P_{gesamt}}$ Relative Aufenthaltswahrscheinlichkeit in der Rotorscheibe (vs. dem Rest des 3D-Homeranges)
P_{im_Rotor}	Summe der relativen Aufenthaltswahrscheinlichkeiten P_{Pixel} im Bereich der Rotorkugel multipliziert mit dem Korrekturfaktor $T_{Scheibe}$
P_{gesamt} $P_{außerhalb_Rotor}$	Summe der relativen Aufenthaltswahrscheinlichkeiten im gesamten Homerange (6 km Radius um den Horst bis in 300 m Höhe)
$T_{Scheibe}$	$T_{Scheibe} = \text{Volumen(Risikobereich)} / \text{Volumen(Rotorkugel)}$ Volumenanteil, den die Risikobereich (plus mittlere Vogellänge) an der Rotorkugel hat
Rotorkugel	3D Kugel mit dem Radius der Rotorblattlänge und dem Mittelpunkt des WEA-Mastes auf Höhe der Nabe
Risikobereich	Vertikaler 2D-Zylinder mit dem Mittelpunkt des WEA-Mastes auf Höhe der Nabe mit einem Radius der Rotorblattlänge und einer Breite der maximalen Blatattiefe korrigiert um den maximalen Anstellwinkel plus der mittleren Körperausdehnung des Vogels
P_{Pixel}	$P_{Pixel} = P_{Habitat} * P_{HorstDist} * P_{Flughöhe} * P_{Meidung}$ Aufenthaltswahrscheinlichkeit im gesamten 3D Homerange, gegeben für jeden 10x10x10 Meter Pixel. Notwendig für die Berechnung von P_{im_Rotor} sowie $P_{außerhalb_Rotor}$ und somit für die Berechnung von P_{Ort}
$P_{Habitat}$	Relative Nutzungsintensität in Abhängigkeit vom Habitat, vorhergesagt durch das entsprechende empirische Habitat-Regressionsmodell
$P_{BrutDist}$ $P_{HorstDist}$	Relative Nutzungsintensität in Abhängigkeit von der Distanz zum Brutplatz, vorhergesagt durch das entsprechende empirische Regressionsmodell
$P_{Flughöhe}$	Relative Nutzungsintensität in Abhängigkeit von der Flughöhe (empirische Regressionsergebnisse)
$P_{Meidung}$	$P_{Meidung} = P_{Makro} * P_{Meso} * P_{Mikro}$ Gesamt-Meidung/avoidance des Risikobereichs, setzt sich zusammen aus Makro-avoidance, Meso-avoidance und Mikro-avoidance.
P_{Makro}	Makro-Skala Meidung/avoidance; eher großräumige Meidung ganzer Windparks, nachempirischen Analysen auf 0 % gesetzt (Wert: 1,0)
P_{Meso}	Meso-Skala Meidung/avoidance; Meidung der Rotorkugeln einzelner WEAs, in der vorliegenden Studie basierend in Abhängigkeit von der 3D-Distanz zur WEA-Nabe mittels empirischen Regressionsmethoden analysiert, innerhalb (vs. außerhalb) der Rotorkugel im Mittel 86 % Meidung (Wert: 0,14)
P_{Mikro}	Mikro-Skala Meidung/avoidance; Ausweichverhalten der Rotorscheibe und einzelner Rotorblätter innerhalb der Rotorkugel, empirisch auf 85 % bestimmt (Wert: 0,15 – jedoch empirisch noch deutlich zu wenig fundiert)

Im Folgenden werden diejenigen Parameter aufgelistet, die im Kontext des SOSS-BAND-Modells (Funktion *stoch_crm()* des *stochLAB* Paketes (Caneco et al., 2022)) verwendet wurden, um den Parameter R_{CRM} zu berechnen.

Dazu muss die o. g. Anzahl an Sekunden pro Individuum und Jahr im Gefahrenbereich (gegeben durch $P_{Zeit} * P_{Ort}$) zuerst in eine Anzahl von Querungen durch die Rotorscheibe (vgl. Abb. 3.9) umgerechnet werden. In einem ersten Schritt werden hierfür auf einer Kreisfläche mit dem Radius des Rotordurchmessers zufällig 10.000 Punkte ausgewählt und an jeden dieser Punkte eine 3D-Gerade angeheftet, deren Richtung im dreidimensionalen Raum wiederum aus zwei aufeinanderfolgenden zufällig ausgewählten GPS-Punkten extrahiert wird. Letztere werden aus dem auf 3-Sekunden-regularisierten Datensatz der Spezies (eingeschränkt auf das 100 Meter Umfeld von WEA) gezogen. Diese Geraden repräsentieren also die durchschnittlichen Flugrichtungen im dreidimensionalen Raum der betrachteten Spezies im Umfeld von WEA. In einem zweiten Schritt wird die Länge dieser (auf 5 cm diskretisierten) Geraden im Gefahrenbereich für jeden der 10.000 Zufallspunkte gemessen, dann der Mittelwert über die Längen gebildet und letzterer durch die mittlere Fluggeschwindigkeit des Vogels geteilt, was zu der geschätzten Anzahl an Durchflügen ($P_{Durchflug}$) durch den Gefahrenbereich pro Saison und Individuum führt. Es sei angemerkt, dass die so ermittelten Durchflugszeiten in hohem Maße mit den jüngsten empirischen Durchflugszeiten von Reichenbach et al. (2023) übereinstimmen.

Das Kollisionsrisiko pro Durchflug, $P_{Col_Durchflug}$, wurde mittels der der Funktion *stoch_crm()* aus dem R-Package *stochLAB* berechnet. Hier geht die Flugaktivität im Risikobereich in Form der Variable „*bird_dens_dt*“ ein, letztere ist in Einheiten von *Durchflügen/(km²*Monat)* gegeben, bezogen auf die Grundlinie unter der Rotorscheibe. Die Umrechnung erfolgte in enger Absprache mit den Entwicklern des o. g. R-Paketes (und basierend auf den Betrachtungen von Band 2012, Abb. 4 und Annex 2). Eine zusätzliche Validierung erfolgte über Vergleiche unserer Berechnungen zu Excel-Tabellen für die Berechnung von Kollisionsrisiken nach Band (wie u. a. in Reichenbach et al. (2023) und Reichenbach und Aussieker (2021) eingesetzt). Zudem sei angemerkt, dass das ermittelte Risiko pro Durchflug für moderne WEA in ganz ähnlichen Größenordnungen lag wie z. B. in den Arbeiten von BDEW (2021), Reichenbach et al. (2023) und Reichenbach und Aussieker (2021). $P_{Col_Durchflug}$ wurde dann mit der aus $P_{Zeit} * P_{Ort}$ berechneten (oben beschriebenen) Anzahl an Durchflügen pro Jahr und Individuum multipliziert, um den finalen Wert $P_{Kollision}$ zu erhalten.

Folgende Parameter wurden bei der Berechnung mittels *stoch_crm()* verwendet (genauere Definitionen der einzelnen Parameter finden sich unter <https://cran.r-project.org/web/packages/stochLAB/stochLAB.pdf>):

Tab. A. 2 Definition und Parameterwahl im Kontext der Berechnung des Vogelschlagrisikos durch die Funktion *stoch_crm()*

<i>model_options</i>	<code>model_options = 1</code> ; Heterogene Höhenverteilung wird schon im Kontext der Modellierung der 3D-Raumnutzng mitberücksichtigt. Allerdings nicht bei der Vogelschlagrisikomodellierung im
----------------------	---

	Risikobereich selbst (heterogen verteiltes Vogelschlagrisiko im Rotorbereich – vgl. (Band, 2012)), dies sollte bei zukünftigen Verbesserungen Eingang finden;
<i>n_iter</i>	<i>n_iter</i> = 1; Resampling wird nicht hier, sondern bereits auf Ebene der 3D-Modellierung der Raumnutzung realisiert; funktionsinterne Resampling-Algorithmen sind zu restriktiv (erlaubt bspw. keine Kollinearität zwischen verschiedenen Eingangsparametern);
<i>flt_speed_pars</i>	angenommene Geschwindigkeit: 30 km/h;
<i>body_lt_pars</i>	angenommene Körperlänge: 70 cm;
<i>wing_span_pars</i>	angenommene Flügelspannweite: 165 cm;
<i>avoid_bsc_pars</i>	<i>avoid_bsc_pars</i> = 0,0; wird explizit in der 3D-Raumnutzungsmodellierung mitberücksichtigt;
<i>avoid_ext_pars</i>	<i>avoid_ext_pars</i> = 0,0; wird explizit in der 3D-Raumnutzungsmodellierung mitberücksichtigt;
<i>noct_act_pars</i>	<i>noct_act_pars</i> = 1,0; Tagesphänologie wird am Ende als Faktor draufmultipliziert;
<i>prop_crh_pars</i>	<i>prop_crh_pars</i> = 1,0;
<i>bird_dens_opt</i>	<i>bird_dens_opt</i> = "tnorm"; irrelevant, da kein funktionsinternes Resampling;
<i>bird_dens_dt</i>	<i>bird_dens_dt</i> = aus dem 3D-Verbreitungsmodell berechnete Vogeldichte im Risikobereich;
<i>flight_type</i>	<i>flight_type</i> = "gliding";
<i>prop_upwind</i>	<i>prop_upwind</i> = 0,5; (Empfehlungen von Band et al.);
<i>n_blades</i>	<i>n_blades</i> = 3,
<i>rtr_radius_pars</i>	<i>rtr_radius_pars</i> = aus den WEA-spezifischen Daten übernommen;
<i>air_gap_pars</i>	<i>air_gap_pars</i> = aus den WEA-spezifischen Daten übernommen;
<i>bld_width_pars</i>	<i>bld_width_pars</i> = maximale Rotorblatt-Tiefe, keine Angaben in WEA-spezifischen Daten, Schätzung: 3,5 Meter. Hier wurde aus Gründen des Vorsorgeprinzips ein maximaler statt eines mittleren Wertes verwendet, der zudem demjenigen moderner WEA entspricht;
<i>bld_pitch_pars</i>	<i>bld_pitch_pars</i> = maximaler Rotorblatt-Pitch im Betrieb, keine Angaben in WEA-spezifischen Daten, Schätzung: 10°. Auch dieser Wert ist vermutlich deutlich größer als der reale Mittelwert, und daher unter dem Aspekt des Vorsorgeprinzips zu beurteilen;
<i>rtn_speed_pars</i>	<i>rtn_speed_pars</i> = Rotordrehzahl (Umdrehungen pro Minute), keine Angaben in WEA-spezifischen Daten, Schätzung: 11 (Binnenland) oder 13 (Küste/PROGRESS);
<i>trb_wind_avbl</i>	<i>trb_wind_avbl</i> = keine Angaben in WEA-spezifischen Daten, Schätzung: 90;
<i>trb_downtime_pars</i>	<i>trb_downtime_pars</i> = 0;
<i>wf_n_trbs</i>	<i>wf_n_trbs</i> = 1;
<i>wf_width</i>	<i>wf_width</i> = 1;
<i>wf_latitude</i>	<i>wf_latitude</i> = 54,0; irrelevant, da hier 24 Stunden volle Flugaktivität angenommen; Tag/Nacht-Verhalten wird am Ende als empirischer Faktor draufmultipliziert;
<i>tidal_offset</i>	<i>tidal_offset</i> = 0,
<i>lrg_arr_corr</i>	<i>lrg_arr_corr</i> = F;
<i>verbose</i>	<i>verbose</i> = F;
<i>seed</i>	<i>seed</i> = NULL;
<i>out_format</i>	<i>out_format</i> = "draws";
<i>out_sampled_pars</i>	<i>out_sampled_pars</i> = T;
<i>out_period</i>	<i>out_period</i> = "months";
<i>season_specs</i>	<i>season_specs</i> = NULL;
<i>log_file</i>	<i>log_file</i> = NULL;

In diesem Kontext sei angemerkt, dass viele dieser Parameter approximativ und oft vor dem Hintergrund des Vorsorgeprinzips bestimmt wurden. Zudem sollten WEA-spezifische (dynamische) Parameter in zukünftigen Anwendungen repräsentativ vor dem Hintergrund der lokal zu erwartenden mittleren Windgeschwindigkeiten bestimmt werden. Windgeschwindigkeitsverteilungen werden für konkrete WEA-Projekte zwecks Analyse der Wirtschaftlichkeit eines Projektes prognostiziert, so

dass hierzu für konkrete Projekte i. d. R. auch Datensätze verfügbar sind. Prinzipiell erlaubt das verwendete R-Paket auch die Eingabe der Steuerungskurve des WEA-Typs, also des Zusammenhangs zwischen Windgeschwindigkeit, Drehzahl und Pitch-Winkel. Die Steuerungskurve ist i. d. R. beim WEA-Hersteller (oder bei den Genehmigungsbehörden) verfügbar und könnte somit zur Verbesserung des Modells eingesetzt werden.

A.4 Weiterführende Analysen zum vorhergesagten Kollisionsrisiko

Wie im Haupttext ausgeführt, wurde für 1.000 verschiedene (reale) WEA- und (hypothetische) Brutplatz-Kombinationen das Kollisionsrisiko mittels Hybrid-Modell berechnet. Diese Daten können wiederum dazu genutzt werden, den partiellen Einfluss einzelner Faktoren wie z. B. WEA-spezifische Merkmale herauszuarbeiten. Insbesondere analysierten wir diese vom Modell berechneten Daten wiederum mit geeigneten GAMs, wobei das Kollisionsrisiko als abhängige Variable und die Variablen „Rotorlänge“, „Höhe der Rotoren-Unterkante“ und „Distanz zum Brutplatz“ als erklärende Variablen verwendet wurden, die mittels Tensor-Spline beliebige nichtlineare Abhängigkeiten und Interaktionen zeigen konnten (Wood, 2006). Bezüglich der Zufallsverteilung wurde eine Negativ-Binomiale Verteilung verwendet, um Überdispersion Rechnung zu tragen (Linden und Mäntyniemi, 2011). Die Ergebnisse sind exemplarisch für „Höhe unterer Rotordurchlauf“, für die „Rotorblattlänge“ sowie für „Distanz zwischen WEA und Brutplatz“ in Abb. A. 1 gegeben. Es zeigt sich, dass das Vogelschlagrisiko in den ersten beiden Fällen innerhalb des empirisch vorhandenen Bereiches dieser Werte etwa um den Faktor 4 ändern kann, im Falle des Abstands zwischen Brutplatz und WEA noch wesentlich stärker. Hier sei angemerkt, dass bei diesen Analysen die Änderung der mittleren Anzahl an Umdrehungen pro Minute in Abhängigkeit von der Rotorblattlänge nicht berücksichtigt wurde und die Ergebnisse bzgl. der Rotorblattlänge entsprechend verzerrt sein können. Auch handelt es sich bei den Betrachtungen um sog. partielle Effekte, d. h., bei der Betrachtung eines einzelnen Effektes wie z. B. der Rotorblattlänge wird davon ausgegangen, dass alle anderen Effekte konstant gehalten werden. In der Realität sind diese Maße aber u. U. korreliert.

Um den mittleren Einfluss des lokalen Habitats auf das Kollisionsrisiko abzuschätzen, wurden die Kollisionsrisiken mittels Hybrid-Modell für 500 verschiedene, zufällig ausgewählte WEA-Standorte in Deutschland berechnet. Hierbei wurden alle bei der Berechnung verwendeten Parameter (z. B. WEA-Höhe = 151 m, Rotorblattlänge = 79 m, oder Abstand zwischen WEA und hypothetischem Brutplatz = 1000 m) konstant gehalten. Nur das lokale Habitat änderte sich gemäß dem real lokal vorliegenden CLC18-Habitat. Die 0,01- und 0,99-Quantile der berechneten Werte liegen bei 0,012 und 0,023 Kollisionen pro Individuum und Saison. Dies bedeutet, dass sich das lokale Kollisionsrisiko in Abhängigkeit vom Habitat etwa um den Faktor 2 ändern kann. Da (wie im Haupttext angemerkt) die verwendeten Habitatvariablen (basierend auf CLC18) in vielerlei Hinsicht noch ungenügend für die Betrachtung der Habitatpräferenzen des Rotmilans sein dürften, könnte der o. g. Faktor von 2 noch unterschätzt sein, da unzulängliche Habitatvariablen insgesamt zu einer Unterschätzung der habitatbedingten Effekte führen dürften. Der hier beschriebene Einfluss des lokalen Habitats deckt sich u. a. mit den jüngsten empirischen Analysen von Reichenbach et al. (2023), in denen LRF und kamerabasierte Erfassungen von Flugbewegungen in prinzipiell geeignetem Rotmilan-Jagd-Habitat auf kleinerer örtlicher Skala lokale Unterschiede in der Nutzungintensität nahelegen.

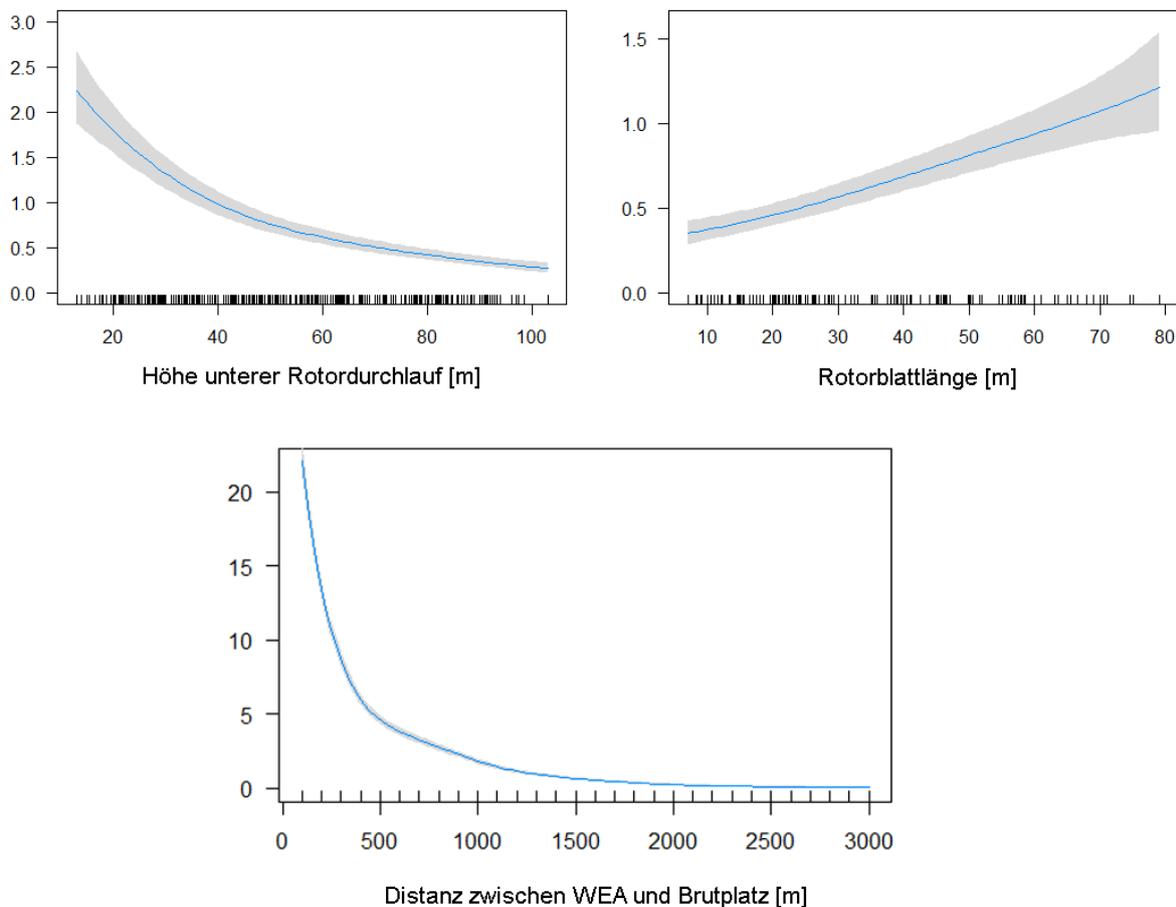


Abb. A.1 *Relative Änderungen des vom Hybrid-Modell vorhergesagten Vogelschlagrisikos (partielle Effekte einer GAM-Analyse - y-Achse daher nicht in absolute Werten interpretierbar) in Abhängigkeit von der Rotorblattlänge, der Höhe des unteren Rotordurchlaufs und der Distanz zwischen WEA und Brutplatz. Bei der Analyse eines jeden Effektes wird der Einfluss der anderen Effekte konstant gehalten. Für alle Analysen wird eine konstante Anzahl an Umdrehungen pro Minute angenommen; Korrelationen dieses Maßes mit der Größe der WEA sind daher nicht reflektiert.*

A.5 Eine Schätzung bundesweiter Kollisionszahlen und der Vergleich zur „DÜRR-Liste“

Wie im Hauptmanuskript geschrieben, ist ein Vergleich zur „DÜRR-Liste“ in hohem Maße problematisch, da eine valide Hochrechnung der dort erfassten Vogelschlagopfer nicht möglich ist. Trotzdem versuchen wir uns im Folgenden an einer Näherung, möchten aber explizit darauf hinweisen, dass die Vorgehensweise mit extremen Unsicherheiten und möglichen Verzerrungen behaftet ist und daher nur (wenn überhaupt) für eine Abschätzung von Größenordnungen geeignet ist.

Die bundesweite Kollisionsopferliste des LfU Brandenburg („DÜRR-Liste“, Stand: 17.06.2022) gibt insgesamt 695 geschlagene Rotmilane an, die seit etwa der Jahrtausendwende zufällig oder im Kontext von systematischen Suchen gefunden wurden. Hierbei ist davon auszugehen, dass nur ein kleiner Teil der gesamten Schlagopfer in dieser Liste auftaucht, da vor allem in den meisten Fällen keine systematische Suchaktivität stattgefunden hatte, aber auch im Falle von Suchaktivitäten ein Großteil der Kadaver durch den Abtransport von Aasfressern, Verwesung, Übersehen in hoher

Vegetation, oder Verenden außerhalb des Suchgebietes nicht erfasst wurde. Bei systematischen Suchen inklusive einer Schätzung der wahren Kadaverzahl zeigte sich, dass, bei auf den Rotmilan spezialisierten Suchen, unter optimalen Bedingungen zwei von drei Individuen gefunden werden können (Urquhart und Whitfield, 2016), unter wenigen optimalen/spezialisierten Bedingungen die aufgefundenen Kadaver jedoch etwa mit dem Faktor 7 [2,5; 20] (Grünkorn et al., 2017, 2016) multipliziert werden müssten, um auf die wahre Anzahl zu kommen. Geht man von flächendeckenden systematischen Kollisionsopfererfassungen aus, würde eine Hochrechnung der DÜRR-Liste mit dem Faktor 7 seit der Jahrtausendwende in Deutschland auf 4.865 geschlagene Rotmilane kommen. Aufgrund des geringen Anteils systematischer Erfassungen liegt diese Zahl aber vermutlich deutlich höher. Zu Überschätzungen kann es in diesem Prozess hingegen dadurch kommen, dass bei den gemeldeten Vögeln i. d. R. keine Überprüfung durch Experten durchgeführt wurde, ob es sich tatsächlich um Schlagopfer handelt, und wenn ja, ob nicht Vorbelastungen (z. B. in Form von Vergiftung oder Verletzungen) vorlagen. Hinzu kommt die Tatsache, dass die DÜRR-Liste auch Schlagopfer aus der Zugzeit und nicht nur aus dem Brutkontext enthält, und daher ein direkter Bezug auf die deutsche Brutpopulation problematisch ist (s. u.). Zusammengenommen führen diese ganzen Unsicherheiten dazu, dass die oben hochgerechnete Zahl von 4865 seit der Jahrtausendwende in Deutschland geschlagenen Rotmilanen mit extremen Unsicherheiten behaftet ist und es daher in diesem Abschnitt nur um eine Abschätzung ungefährender Größenordnungen geht.

Um eine entsprechende Abschätzung über das Hybrid-Modell zu erhalten, wurde wie folgt vorgegangen: in einem ersten Schritt wurden sämtliche im GPS-Datensatz verfügbare Brutplatzkoordinaten (N=234) daraufhin untersucht, ob und welche WEA sich in dem entsprechenden Jahr des Brutplatzes im 6 km Umkreis befanden. Dann wurde für jeden Brutplatz separat das Vogelschlagrisiko (pro Individuum und Saison) an jeder dieser WEA berechnet und aufsummiert (für den Fall, dass keine WEA im 6 km Umkreis war, wurde dieses Risiko auf 0 gesetzt). Der Mittelwert $CR_{mean}=0,0082$ dieser brutplatzspezifischen Vogelschlagrisiken wurde anschließend mit 22 multipliziert (Zeitfenster der Dürr-Liste), mit einer Schätzung der deutschen Rotmilan-Populationsgröße (N=15.000 – www.birdlife.org) sowie mit einer Schätzung der Vögel pro Brutplatz (inklusive der Individuen des ersten Lebensjahres: N=5,5 (Bellebaum et al., 2013) – jedoch hier als 5,0 angenommen, um der Jugendmortalität Rechnung zu tragen). Schlussendlich multiplizieren wir das Ergebnis noch mit dem Faktor 0,7 der die Tatsache korrigiert, dass Brutplatzinformationen überwiegend aus den letzten 5 Jahren vorlagen, in denen deutlich mehr WEA existierten als bspw. vor 15 Jahren. Der finale Wert liefert eine Schätzung von 9.478 Vogelschlagopfern und liegt damit in einer prinzipiell realistischen Größenordnung – wenn auch vermutlich im unteren Bereich. Allerdings enthält, wie oben erwähnt, die DÜRR-Liste auch Vogelschlagopfer aus der Zugzeit. Die Berechnungen des Hybrid-Modells beziehen sich aber ausschließlich auf die Brutzeit (was sowohl die empirischen Daten als auch den berechneten Zeitraum pro Jahr angeht), sodass die o. g. grob hochgerechnete Zahl aus der DÜRR-Liste ausschließlich bezogen auf Brutzeit-Opfer deutlich niedriger liegen könnte – insbesondere wenn man in Betracht zieht, dass Brutvögel aufgrund lokaler Kenntnisse der WEA möglicherweise seltener kollidieren als Zugvögel (wie bspw. für Kollisionen an Freileitungen angenommen (Jödicke et al., 2018)). Wir betonen jedoch ausdrücklich, dass die mit dem Wert von 9.478 assoziierten Konfidenzintervalle vermutlich extrem groß sind, da wir mit vielfältigen Näherungen/Schätzungen arbeiten, deren Unsicherheiten sich nicht kontrollieren lassen – so könnten die betrachteten Nistplätze bspw. bzgl. der Abstände zu WEA in hohem Maße nicht repräsentativ sein. Mit anderen Worten: die (unbekannten) Konfidenzintervalle zu dem Wert von 9.478 beinhalten vermutlich auch Zahlen, die um ein Vielfaches höher oder niedriger sind.

A.6 Personen/Institutionen assoziiert mit empirischen Vogeldaten

Die erfolgreiche Etablierung des Hybrid-Modells wäre nicht möglich gewesen ohne die Vielzahl an Personen und Institutionen, die uns für dieses Projekt empirische Daten zur Verfügung gestellt haben.

Bzgl. GPS-Bewegungsdaten zu unterschiedlichen Vogelarten bedanken wir uns herzlich (alphabetisch geordnet) bei BIOPLAN GbR (C. Heuck et al.), BioConsult SH (B. Grajetzky, F. Schulze), der Bundesarbeitsgruppe für Greifvogelschutz (B.U. Meyburg), FÖA Landschaftsplanung GmbH (N. Böhm, R. Uhl – i.A. Bundesamt für Naturschutz), dem Dachverband Deutscher Avifaunisten (DDA – J. Katzenberger, i.A. Bundesamt für Naturschutz), Stg Boomtop (J. van Diermen), dem Leibniz Institut für Zoo und Wildlife Research (LIZW – O. Krone), dem Max-Planck-Institut für Verhaltensbiologie sowie dem LUBW Landesamt für Umwelt (i.A. des Landes Baden-Württemberg) (W. Fiedler), dem Michael Otto Institut im NABU Berghausen (K.-M. Thomsen), dem Norwegian Institute for Nature Research (R. May), dem Technischen Büro Raab sowie dem Eurokite Projekt (<https://www.life-eurokite.eu>), den frei zugänglichen Daten aus der Publikation (Santos et al., 2022), der Vogelwarte Neschwitz (W. Nachtigall), sowie dem Zentrum für Sonnenenergie- und Wasserstoff-Forschung (ZSW – F. Musiol).

Bzgl. LRF- und/oder Radardaten bedanken wir uns herzlich (alphabetisch geordnet) bei BioConsult SH (B. Grajetzky, F. Schulze), der WestWind Projektierungs GmbH (L. Langeleh) und der planungsgruppe grün GmbH (T. Sander), der WestfalenWIND GmbH (L. Schnatbaum), sowie dem Zentrum für Sonnenenergie- und Wasserstoff-Forschung (ZSW – F. Musiol) bzw. dem Projekt „NatFor-WinSent“ (i.A. Bundesamt für Naturschutz).

Bzgl. Vogelflug- und Kadaverdaten möchten wir uns herzlich für alle an dem PROGRESS-Projekt beteiligten Institutionen und Personen bedanken (alphabetisch geordnet), nämlich ARSU GmbH (M. Reichenbach, S. Jung, H. Timmermann), BioConsult SH (T. Grünkorn, J. von Rönn – letztgenannter jetzt Schweizerische Vogelwarte), sowie IFAÖ.

In vielen Fällen wurde ein Datennutzungsvertrag abgeschlossen, der i. d. R. beinhaltet, dass die zur Verfügung gestellten empirischen Daten ausschließlich für das vorliegende Projekt verwendet werden dürfen, sowie nach Abschluss des Projektes gelöscht werden müssen.

A.7 Weitere Rechenbeispiele des Hybrid-Modells

In Tab. A. 3 sind (bspw. zwecks quantitativen Vergleiches zu bisherigen Methoden) eine Reihe von Berechnungsbeispielen des Hybrid-Modells gegeben, bei denen zufällig WEA aus Deutschland ausgewählt und hypothetische Brutplatzentfernungen betrachtet wurden. Wir haben folgende Auswahlkriterien gewählt:

- Abstände zum Brutplatz von 100 bis 2.500 m
- Rotorblattlängen von 50 bis 90 m
- unterer Rotordurchgang von 20 bis 80 m

Das berechnete Kollisionsrisiko bezieht sich auf Individuum pro betrachteter WEA und Saison. Der lokale Habitatsinfluss auf das Kollisionsrisiko lässt sich aufgrund der Komplexität des Sachverhalts

nicht als einfache numerische Variable messen und findet sich in der Tabelle daher nicht quantifiziert.

Es wird klar, dass der Abstand zum Brutplatz einen hohen Anteil des Kollisionsrisikos bestimmt (in Übereinstimmung mit Abb. A. 1), gefolgt von dem unteren Rotordurchlauf im Zusammenspiel mit dem lokalen Habitat.

Es sei explizit angemerkt, dass Tab. A. 3 nicht dazu dienen soll, das absolute Kollisionsrisiko für spezifische Konstellationen zu übertragen. Den exemplarisch gezeigten Werten liegen Berechnungen des Hybrid-Modells zugrunde, in denen verschiedene Parameter (wie u. a. dynamische WEA-spezifische Parameter) konstant gesetzt wurden und andere Parameter (wie das Habitat) standortabhängig sind und somit eine Übertragbarkeit i. d. R. nicht gegeben ist.

Tab. A. 3 *Rechenbeispiele verschiedener Fallkonstellationen nebst Kollisionsrisiko durch das Hybrid-Modell; sortiert nach Kollisionsrisiko aufsteigend (Details s. Text). Es handelt sich hier um exemplarische Berechnungen; eine Übertragbarkeit auf andere lokale Konstellationen ist i. d. R. nicht gegeben.*

Nabenhöhe [m]	Rotorblattlänge [m]	Unterer Rotor-durchlauf [m]	Abstand WEA zum Brutplatz [m]	Kollisionsrisiko [je Individuum und Jahr]
128	52	76	2.300	0,00094
137	63	74	2.400	0,00131
137	63	74	2.300	0,00135
128	52	76	2.300	0,00135
119	56	63	2.300	0,00145
100	50	50	2.500	0,00173
119	56	63	2.000	0,00179
135	58	77	2.300	0,00184
134	65	69	2.200	0,00185
137	63	74	2.000	0,00186
92	56	36	2.300	0,00218
127	56	71	2.200	0,00234
134	65	69	1.900	0,00257
132	68	64	2.100	0,00273
139	60	79	1.600	0,00296
128	52	76	1.800	0,00316
137	63	74	1.900	0,00333
130	56	74	1.900	0,00360
139	61	78	1.700	0,00462
139	61	78	1.600	0,00536
134	65	69	1.600	0,00558
98	51	47	1.700	0,00601
134	65	69	1.700	0,00635
135	57	78	1.600	0,00650
135	58	77	1.500	0,00669
119	57	62	1.600	0,00688
135	63	72	1.200	0,00885
137	63	74	1.600	0,00912
139	63	76	1.300	0,00939
129	70	59	1.500	0,00948
139	60	79	1.300	0,00962
99	50	49	1.400	0,01044
129	71	58	1.400	0,01259
137	63	74	1.000	0,01912
137	63	74	800	0,02478
128	52	76	700	0,02924
119	56	63	700	0,03633
119	57	62	700	0,03867
139	61	78	400	0,04393
119	57	62	600	0,04473
135	63	72	400	0,04782
134	65	69	600	0,04873
99	50	49	500	0,06962
99	50	49	500	0,07386
93	57	36	400	0,10522
99	51	49	300	0,12425
120	59	62	200	0,17776
94	56	38	200	0,26930
120	60	60	100	0,37503

A.8 Variablenselektion und Sensitivitätsanalyse des Raumnutzungsmodells (RM)

Die Variablenselektion für das Raumnutzungsmodell erfolgte über die LASSO (least absolute shrinkage and selection operator)-Methode (Tibshirani, 1997, 1996), die derzeit eine moderne und statistisch valide Selektionsmethode darstellt (F. Korner-Nievergelt et al., 2015). Insbesondere war die Vorgehensweise wie folgt:

Eine Vogel-ID wurde aus der Menge aller IDs in den Trackingdaten (mit Brutplatz-Informationen) zufällig ausgewählt, die Daten zeitlich regularisiert, und gemäß der iSSM-Methode zu jedem Tracking-Punkt Dummy-Punkte generiert (vgl. Anhang A.1) Um den Einfluss der Regularisierungsschrittweise mit zu untersuchen (Sensitivitätsanalyse), wurde jeweils ein Zufallswert aus den Werten 30 Sekunden, 120 Sekunden und 240 Sekunden gezogen. Bei einer Durchschnittsgeschwindigkeit von etwa 30 km/h entspricht dies mittleren örtlichen Abständen von 250 m, 1 km und 2 km, wobei die realen örtlichen Abstände u. U. durch nichtlineare Flugbewegungen kleiner ausfallen. Diese Größenordnungen scheinen prinzipiell für eine Habitatanalyse innerhalb eines Homeranges von etwa 6 km angemessen zu sein. Anschließend wurde die LASSO-Methode mit der iSSM-Modellierung kombiniert, auf die reskalierten Variablen angewendet und im Anschluss die obersten 15 % der nach LASSO-Relevanz sortierten Variablen gespeichert. Dieser Prozess wurde 1.250-mal wiederholt und dann die 20 am häufigsten auftauchenden Variablen (zum einen gepoolt für alle Regularisierungsschrittweiten, aber auch separat für jede Schrittweite) weiter analysiert.

Die Ergebnisse sind in Abb. A. 2 gezeigt. Blaue Punkte zeigen hier die geschätzten Regressionskoeffizienten jedes LASSO-Resamples (positive Werte legen eine Attraktion, negative eine Meidung nahe), schwarze Punkte die jeweiligen Mittelwerte (wobei die Größe der relativen Häufigkeit dieser Variable in den obersten 15 % entspricht – s.o.) und schwarze Balken die 95 %-Konfidenzintervalle. Die unterschiedlichen Schrittweiten zeigen sehr ähnliche qualitative und quantitative Ergebnisse, so dass davon ausgegangen werden kann, dass der Einfluss der genauen Wahl der Regularisierungsschrittweite einen untergeordneten Einfluss hat. Für das finale Raumnutzungsmodell wurden dann diejenigen Variablen ausgewählt, die in mindestens zwei der drei Schrittweiten-spezifischen Plots (in Abb. A. 2 B-D) zu finden sind. Für den Fall, dass Variablen in mehrfacher Version (bspw. als einfache kategoriale Variable aber auch als Distanz-Variable) in den ausgewählten Variablen auftauchten, wurde separat für jede dieser Variablen in einem weiteren Schritt mittels AIC-Analyse überprüft, ob beide oder nur einzelne dieser Variablen-Versionen im finalen Modell verwendet werden sollten. Die so final selektierten Variablen (nebst deren genauer Definition) findet sich in Tabelle Tab. A. 4.

Tab. A. 4 LASSO-basiert selektierte Habitatvariablen sowie deren Bedeutung/Definition

CLC_12	Nicht bewässertes Ackerland (1/0 Variable)
CLC_18	Weiden (1/0 Variable)
CLC_2	Diskontinuierliches Stadtgefüge (1/0 Variable)

cos_ta	Bewegungs-Parameter (Cosinus des Drehwinkels)
dist_breed	Distanz zum Brutplatz [km]
dist_breed100	Funktion die vom Brutplatz aus exponentiell fällt: $\exp(-(1/100)*\text{dist_breed})$
dist_breed200	Funktion die vom Brutplatz aus exponentiell fällt: $\exp(-(1/200)*\text{dist_breed})$
dist_breed900	Funktion die vom Brutplatz aus exponentiell fällt: $\exp(-(1/900)*\text{dist_breed})$
Dist_CLC_18	Kürzeste Distanz zum Habitat „Weiden“
Dist_CLC_2	Kürzeste Distanz zum Habitat „Diskontinuierliches Stadtgefüge“
Dist_CLC_21	Kürzeste Distanz zum Habitat „Hauptsächlich landwirtschaftlich genutztes Land mit bedeutenden Flächen natürlicher Vegetation“
Dist_CLC_23	Kürzeste Distanz zum Habitat „Laubwald“
Dist_CLC_24	Kürzeste Distanz zum Habitat „Nadelwald“
Dist_CLC_25	Kürzeste Distanz zum Habitat „Mischwald“
Dist_CLC_29	Kürzeste Distanz zum Habitat „Übergangswald-Strauch“
Dist_CLC_3	Kürzeste Distanz zum Habitat „Industrie- oder Gewerbeeinheiten“
Dist_CLC_7	Kürzeste Distanz zum Habitat „Abbaustätten von Mineralien“
log_dist_breed4	Logarithmus des Abstandes zum Brutplatz $\log(1+(1/10)*\text{dist_breed})$

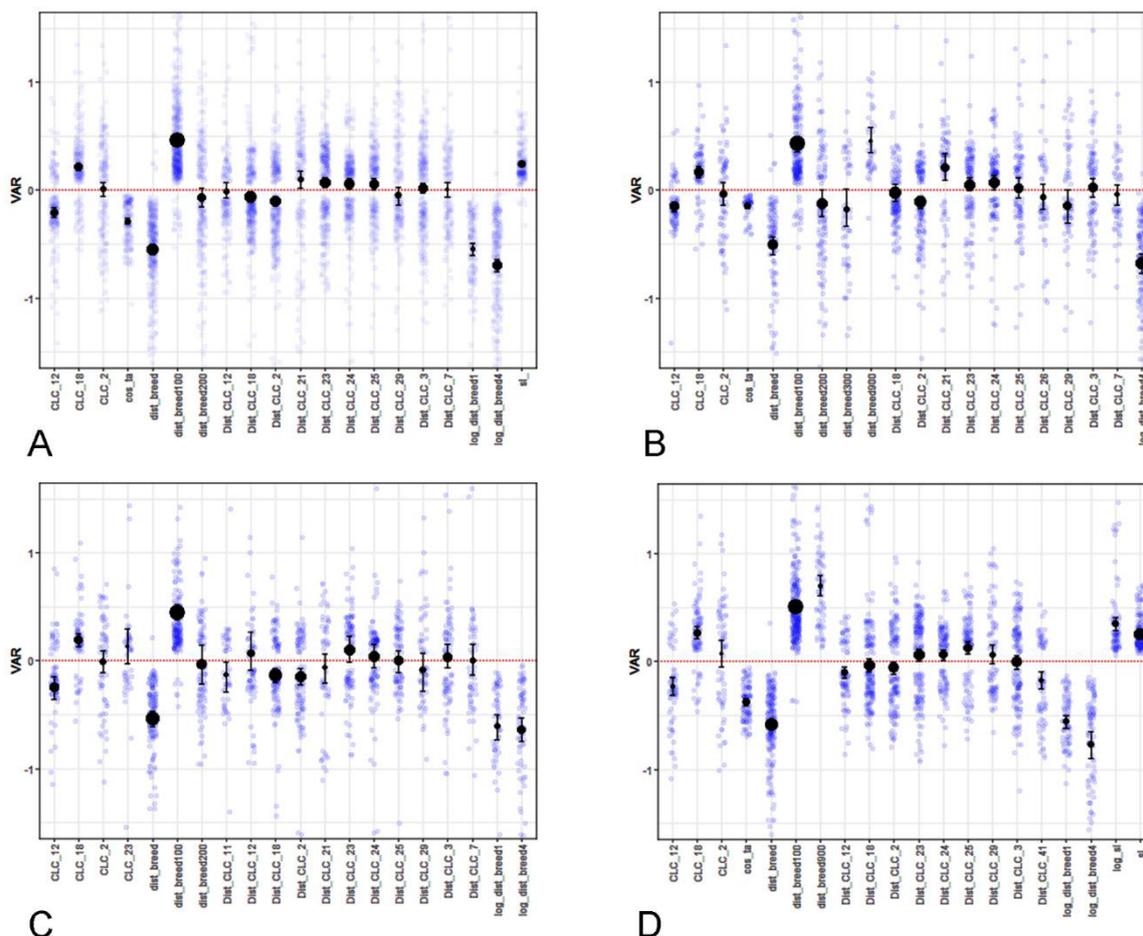


Abb. A. 2 Ergebnisse der LASSO-Analyse für verschiedene Regularisierungen der Rotmilan-GPS-Daten: (B) 30-Sekunden Regularisierung; (C) 120-Sekunden Regularisierung; (D) 240-Sekunden Regularisierung; (A) alle drei Regularisierungen gepoolt. Blaue Punkte repräsentieren Parameterschätzungen aus einzelnen LASSO-Runs, schwarze Punkte repräsentieren Mittelwerte über alle Runs, wobei die Größe der Punkte die relative Häufigkeit repräsentiert, mit der die jeweilige Variable unter den oberen 15 % der selektierten Variablen war. Schwarze Balken geben 95 %-Konfidenzintervalle an. Die Mittelwerte (schwarze Punkte) können nicht direkt hinsichtlich einer prozentualen Habitat-Attraktion oder -Meidung interpretiert werden.

A.9 Anmerkungen zur Vorläuferversion des Berichtes und des Hybrid-Modells

Im Rahmen der hier präsentierten Pilotstudie wurde Ende des Jahres 2022 u. a. den Mitgliedern der UAG Probabilistik sowie den Expertinnen und Experten der PAG eine vorläufige Version des Berichtes bzw. des Hybrid-Modells präsentiert. Im Anschluss wurde, unter der Berücksichtigung der vielen hilfreichen Anmerkungen der PAG-Mitglieder, das Modell in vielen unterschiedlichen Punkten weiter verbessert und sämtliche, im Bericht präsentierte Berechnungen und Vergleiche mit dem überarbeiteten Modell wiederholt. Die Überarbeitungen betrafen u. a. (aber nicht ausschließlich) die Hinzunahme erster empirischer Schätzungen der Mikro- und Makro-avoidance, Verbesserungen der verwendeten Habitatvariablen, der Variablen-Selektion im Rahmen des Habitat-Modells, sowie eine realistischere Berechnung der Anzahl an Durchflügen durch den Risikobereich, basierend auf der Anzahl an Aufenthalts-Sekunden. Letztgenannte Verbesserungen verursachten ein deutlich

höheres geschätztes Kollisionsrisiko, verglichen zu unseren vorherigen Schätzungen (vgl. Diskussionen in „Vergleich zur BDEW-Studie“ in Abschnitt 3.1.8), wohingegen die Hinzunahme der Mikroavoidance das Kollisionsrisiko relativ zu dem vorherigen Modell senkte. Zusammengenommen gleichen sich beide Effekte in etwa aus, sodass die Schätzungen basierend auf dem überarbeiteten Modell zwar meist etwas niedriger, aber in einer ähnlichen Größenordnung liegen wie die in dem vorläufigen Bericht präsentierten Werte.

A.10 Abkürzungs- und Fremdwortverzeichnis

AIC	„Akaike Information Criterion“ - Schätzer für die Qualität eines statistische Modell im Zusammenspiel mit den vorliegenden Daten
CLC18	„Corine Land Cover 2018“ – Beschreibung der Landschaft gemäß der Nomenklatur von <i>CORINE Land Cover</i> (CLC)
CRM	„collision risk model“ – Kollisionsrisikomodell. Verschneidet i.d.R. eine Vorhersage der Raumnutzung (RM – s. u.) mit einem KM (s. u.)
FCM	„flux collision model“ – spezifisches CRM
GAM	„generalised additive model“ – Regressionstechnik zur Analyse nicht-linearer Zusammenhänge
GAMM	„generalised additive mixed model“ – Regressionstechnik zur Analyse nichtlinearer Zusammenhänge unter Berücksichtigung der Tatsache, dass Daten in Vogelindividuen „genestet“ sind
GPS	„global positioning system“
HPA	„Habitatpotenzialanalyse“
iSSM	„integrated step selection method/model“ – statistische Regressionsmethode zur Analyse von Habitstselektion basierend auf Bewegungsdaten
IBM	„individual based model“ – Ansatz/Methode der Theoretischen Ökologie zur Modellierung auf individueller Ebene
INLA	„integrated nested Laplacian approximation“ – modernes (aber rechenintensives) statistisches Regressionsverfahren zum fitten Bayesischer Regressionsmodelle
KM	„Kollisionsmodell“, rechnerische Betrachtung des Zusammenspiels zwischen Vogel und drehenden Rotorblättern. Ohne Berücksichtigung der Raumnutzung des Vogels um die WEA
Konfidenzintervall	Vertrauensbereich im Kontext der frequentistischen Statistik. Gibt den Bereich an, der mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit den Parameter von Interesse einschließt
Kredibilitätsintervall	Vertrauensbereich im Kontext der Bayes’schen Statistik. Gibt den Bereich an, der mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit den Parameter von Interesse einschließt

LASSO	“least absolute shrinkage and selection operator” – Variablen-Selektionstechnik
LRF	“Laser Rangefinder” – technisches Gerät zur 3D-Verortung
PAG	„projektbegleitende Arbeitsgruppe“
RM	„Raumnutzungsmodell“ – Modell zur Beschreibung der 3D-Raumnutzung eines Vogels für eine spezifische WEA-Habitat-Brutplatz-Konstellation
RNA	„Raumnutzungsanalyse“
RSF	„resource selection function“
UAG 2	„Unterarbeitsgruppe 2“ – Unterarbeitsgruppe Probabilistik
WEA	“Windenergieanlage”